86-02842/

Environnement Canada Environment Canada

Hydrogéologie des contaminants organiques toxiques à un site d'enfouissement, Gloucester (Ontario)

1. Propriétés chimiques et évaluation du site

R.E. Jackson, R.J. Patterson, B.W. Graham, J. Bahr,* D. Belanger,† J. Lockwood‡ et M. Priddle§

* Département des sciences de la terre appliquées, Université Stanford et Geologic Testing Consultants, Ottawa.
† Autrefois du Département des sciences de la terre, Université de Waterloo, maintenant chez Geologic Testing Consultants.
‡ Farrington, Lockwood Co. Ltd., Ottawa.
§ Co-op Chemistry Programme, Université de Waterloo.

RAPPORT INRH N° 23

ÉTUDE N° 141, SÉRIE SCIENTIFIQUE DE LA DGEI

INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHES EN HYDROLOGIE
DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
OTTAWA (CANADA) 1985

(Available in English upon request)

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1986

N° de cat. En 36-502/141F

ISBN 0-662-93601-9

Table des matières

Page

RÉSUMÉ vii

ABSTRACT vii

1. INTRODUCTION 1
Les composés organiques toxiques et les eaux souterraines canadiennes 1
La décharge contrôlée de Gloucester 1
Objectifs et plan du rapport 7

2. COMPOSÉS ORGANIQUES TOXIQUES DANS LES EAUX SOUTERRAINES 8
Propriétés physiques et chimiques des composés organiques 8
Solubilité 8
Volatilisation 8
Partage octanol-eau 10
Transport en solution par l'eau souterraine 11
Sorption 11
Rôle des sorbants organiques 11
Analyse des corrélations 12
Transformation 15
Mécanismes de réaction des composés organiques 15
Hydrolyse (transformation abiotique) 16
Biodégradation 17
Dangers pour la santé 19

3. HYDROSTRATIGRAPHIE 21
Introduction 21
Le modèle hydrostratigraphique de la GTC 21
Cadre régional 21
Fondement de l'interprétation 21
Milieu de sédimentation 24
Unités hydrostratigraphiques 24
Unité VII 24
Unité VI 26
Unité V 27
Unité IV 28
Unité III 28
UnitéII 29
Unité I 29
Coupe transversale A-A' 29
Réinterprétation hydrostratigraphique de l'INRH 29

4. SYSTÈME D'ÉCOULEMENT DES EAUX SOUTERRAINES 34
Propriétés hydrogéologiques des matériaux d'un aquifère 34
Sédiments superficiels 34
Roche en place 37
Réseau d'écoulement des eaux souterraines 39
Vitesses des eaux souterraines 41
Dilution ponctuelle 41
Tritium des essais nucléaires 45

Table des matières (suite)

Page

5. GÉOCHIMIE DES EAUX SOUTERRAINES 46
Minéralogie et géochimie de l'aquifère 46
Composés inorganiques 48
Dispositifs d'échantillonnage sur place 48
Collecte et analyse des échantillons 48
Résultats 50
Composés organiques 55
Collecte des échantillons 55
Méthodes analytiques 59
Contaminants organiques volatiles 60
Contaminants organiques non volatiles 68
Processus de transport et de transformation 68
Les dangers pour la santé de consommer de l'eau souterraine contaminée 73

6. ÉTUDES D'ÉVALUATION DES DÉCHARGES CONTRÔLÉES 74

RÉFÉRENCES 75

ANNEXE A. Coupes géologiques, 1983 79

ANNEXE B. Résultats des essais ponctuels 87

ANNEXE C Résultats des essais de pompage 91

ANNEXE D. Données de chimie inorganique 95

ANNEXE E. Données de chimie organique 109

Tableaux

1. Déchets organiques produits en 1981, Ontario 1
2. Polluants contenus dans les déchets produits par les installations du gouvernement fédéral dans la Région de la Capitale nationale, probablement enfouis à la décharge contrôlée de Gloucester 6
3. Données physiques et chimiques de certains composés chimiques organiques 10
4. Facteurs de retard pour quelques hydrocarbures halogénés obtenus à partir d'observations sur le terrain et de valeurs estimées obtenues à partir des équations 2.2 et 2.6 14
5. Vitesse d'hydrolyse et demi-vie des composés halogénés 17
6. Mise en évidence de la transformation des contaminants organiques volatiles dans diverses conditions redox 18
7. Mise en évidence du caractère carcinogène, directives pour l'eau potable et risques de cancer pour certains produits organiques toxiques enfouis à la décharge de Gloucester 19
8. Résultats des essais de réponse de piézomètres simples 34
9. Résultats des essais de pompage de courte et de longue durée au puits 49W 35

Tableaux (suite)

Page

10. Vitesses déterminées par la dilution ponctuelle, essais de pompage et essais ponctuels 45
11. Analyse par microscope optique de la fraction 60-80 mailles, puits 49W à 20 m de profondeur dans l'aquifère contaminée 47
12. Résultats des analyses de carbone organique sédimentaire 47
13. Analyses chimiques inorganiques, travail sur le terrain, 1982 52
14. Indice de saturation pour les phases minérales de l'analyse des données WATEQF tirées du tableau 13 54
15. Comparaison entre les types de canalisations au trou 56M-4 55
16. Composés décelés dans les adhésifs à PVC par CG/SM. 55
17. Facteurs de retard d'après les longueurs des panaches, l'essai d'évaluation de purge de puits GTC et l'équation 2.6. 67
18. Conditions redox en aval et sous l'enceinte des déchets spéciaux. 72
19. Limite supérieure calculée très pessimiste du risque d'un cancer lié à la consommation d'un échantillon d'eau souterraine en provenance du puits 20M 72

Illustrations

Figure 1. Aquifères de sable et de gravier au Canada 2
Figure 2. Emplacement de la décharge contrôlée de Gloucester et géologie quaternaire de la région 3
Figure 3. Photographie aérienne de la décharge contrôlée de Gloucester, 1968 4
Figure 4. Photographie aérienne de la décharge contrôlée de Gloucester, 1973 5
Figure 5. Formule moléculaire de certains des composés organiques identifiés dans les eaux souterraines sous la décharge de Gloucester. 9
Figure 6. Représentations schématiques de la matière organique : substance humique sédimentaire et kérogène. 13
Figure 7. Variation du facteur de retard avec le coefficient de partage octanol-eau pour diverses concentrations de carbone organique sédimentaire, utilisation de l'équation de Schwarzenbach et Westall (1981). 14
Figure 8. Réactions importantes lors de la transformation des polluants organiques 16
Figure 9. Diagramme de l'hydrostratigraphie de Gloucester par J. Bahr. 22
Figure 10. Emplacements des échantillonneurs à plusieurs niveaux et des piézomètres 23
Figure 11. Modèle hypothétique de la sédimentation glaciomarine. 25
Figure 12. Trois modèles pour les alluvions subaquatiques dans des crêtes à des fronts glaciaires 26
Figure 13. Courbes granulométriques des unités III, V, VI 27
Figure 14. Coupe transversale A- A' du modèle hydrostratigraphique de la GTC 30
Figure 15. Emplacements des instruments hydrogéologiques installés en 1983. 31
Figure 16. Coupe transversale C-C' de l'INRH 32
Figure 17. Vue en plan de la partie sud de la décharge, emplacement des moniteurs utilisés lors des séries d'essais de pompage 35
Figure 18. Vue transversale, emplacement des moniteurs utilisés lors des essais de pompage 36

Illustrations (suite)

Figure 19. Courbe Theis, analyse du temps par rapport à la hauteur de rabattement au piézomètre 46P-1. 37
Figure 20. Courbe Jacob, analyse du temps par rapport à la hauteur de rabattement du piézomètre 46P-1 37
Figure 21. Courbe Theis, analyse de la distance par rapport à la hauteur de rabattement le long de la coupe transversale C-C′ 37
Figure 22. Réponse hydraulique des piézomètres au pompage du puits foré dans la roche en place 37P-3 dans l'aquifère d'alluvions situé au-dessus. 38
Figure 23. Topographie de la surface de saturation et de la surface du piézomètre de l'aquifère alluvionnaire 40
Figure 24. Courbe de niveau de la hauteur hydraulique le long de la coupe transversale A-A′ durant trois périodes en 1982 et 1983 42
Figure 25. Dispositif de dilution ponctuelle conçu et construit par D. Belanger 43
Figure 26. Courbe de calibration de la vitesse 43
Figure 27. Courbe de dilution pour 46 P-3 observée lors des essais de vitesse 43
Figure 28. Coupe transversale A-A′ montrant les vitesses de l'eau souterraine 44
Figure 29. Diffractogramme des rayons X pour l'unité C 46
Figure 30. Diffractogramme des rayons X pour l'unité E 46
Figure 31. Échantillonneur à plusieurs niveaux 48
Figure 32. Graphique montrant les procédures d'échantillonnage, de conservation et d'analyse utilisées à la décharge contrôlée de Gloucester 49
Figure 33. Vue en plan du panache de chlorure 50
Figure 34. Vue de la coupe transversale du panache de chlorure 51
Figure 35. Échantillonneur de matières organiques volatiles conçu et construit par M. Priddle et B.W. Graham. 56
Figure 36. Seringue Farrington, Lockwood pour échantillonnage 59
Figure 37. Représentation schématique de l'analyse des polluants dans les eaux souterraines par chromatrographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse (CG/SM) 60
Figure 38. Analyse CG/SM (chromatogrammes du courant ionique retracé) des composés organiques volatiles dans deux échantillons d'eau souterraine de 37M 61
Figure 39. Analyse CG/SM (chromatogrammes du courant ionique retracé) des composés organiques extraits (fractions acide et basique ou neutre) de 37P-1. 62
Figure 40. Vues en plan de six contaminants organiques (panache des déchets spéciaux) par ordre des valeurs croissantes de K_{ow} 63
Figure 41. Vues de la coupe transversale de six contaminants organiques (panache des déchets spéciaux) par ordre des valeurs croissantes de K_{ow} 65
Figure 42. Estimation de la constante à caractère lipophile (a dans l'équation 2.5) de Schwarzenbach et Westall (1981) 67
Figure 43. Profil congénère des dioxines et furanes polychlorés dans un échantillon d'eau souterraine de 37M-19 68
Figure 44. Variations annuelles de la distribution verticale des contaminants organiques volatiles à 16M. 69
Figure 45. Distribution verticale des contaminants organiques volatiles à 67M 70
Figure 46. Vue de la coupe transversale de l'enceinte des déchets spéciaux montrant les concentrations de sulfure dissous 71

Résumé

Entre 1969 et 1980, le gouvernement fédéral a déposé des déchets dangereux, principalement des solvants organiques provenant de ses laboratoires d'Ottawa, à la décharge de Gloucester située non loin de la ville. En 1981, on a décelé des signes d'une pollution organique importante provenant de l'ensemble de la décharge et tout particulièrement de l'aire réservée aux déchets spéciaux du gouvernement fédéral.

Des études hydrostratigraphiques poussées réalisées par Gartner, Lee Associates Ltd. en 1978, par Geologic Testing Consultants en 1982 et par l'Institut national de recherches en hydrologie de 1981 à 1983 ont permis d'établir les caractéristiques de l'aquifère dans lequel migre le panache provenant de l'aire des déchets spéciaux. Des tests hydrologiques classiques ont été effectués pour déterminer les propriétés hydrauliques de l'aquifère. Celui-ci a une conductivité hydraulique moyenne de 1.1×10^{-4} m/s. La vitesse des eaux souterraines, déterminée au moyen d'un dispositif modifié de dilution en trou foré, est en moyenne de 5.5 cm/jour dans l'aquifère, et les vitesses déterminées à partir de la conductivité hydraulique et de la distribution du tritium dans l'eau souterraine étaient presque identiques.

Les caractéristiques de la pollution organique provenant de l'aire des déchets spéciaux semblent indiquer que la dispersion chromatographique (transport des solutés et absorption) des contaminants organiques est le principal mécanisme régulateur et que le coefficient de partage octanol-eau (K_{ow}) décrit bien ce mécanisme. Les facteurs de ralentissement calculés à partir des caractéristiques du panache varient de 1.6 pour le 1,4-dioxane (log K_{ow} = -0.27) à 23 pour le tétrachlorure de carbone (log K_{ow} = 2.83). L'aquifère contient de 0.2 % à 1.0 % en poids de carbone organique, et les données recueillies indiquent qu'il est moins lipophile que l'aquifère étudié par Schwarzenbach et Westall en Suisse. De plus, il semble que les éthanes chlorés soient transformés dans les eaux souterraines contaminées.

Abstract

Between 1969 and 1980 the federal government disposed of hazardous wastes, principally organic solvents from its laboratories in Ottawa, at the nearby Gloucester Landfill. During 1981, field evidence indicated serious organic pollution emanating from the Landfill in general and from the federal government's Special Waste Compound in particular.

Detailed hydrostratigraphic studies at the site by Gartner, Lee Associates Ltd. in 1978, Geologic Testing Consultants Ltd. in 1982, and the National Hydrology Research Institute during 1981-1983 have resulted in the development of a coherent picture of the outwash aquifer within which the Special Waste plume is migrating. Classical hydrogeological tests were used to assess the hydraulic properties of the aquifer materials; the outwash aquifer exhibits an average hydraulic conductivity of 1.1×10^{-4} m/s. Ground-water velocities were determined by a modified borehole-dilution device which gave an average value of 5.5 cm/day in the outwash aquifer; velocities determined from hydraulic conductivities and from the distribution of bomb tritium in ground water were almost identical.

Patterns of organic pollution emanating from beneath the Special Waste Compound suggest that chromatographic dispersion (i.e. solute transport plus sorption) of the organic contaminants is the principal controlling mechanism and that the octanol-water partition coefficient (K_{ow}) concisely describes this mechanism. Retardation factors derived from plume patterns vary from 1.6 for 1,4-dioxane (log K_{ow} = -0.27) to 23 for carbon tetrachloride (log K_{ow} = 2.83). The outwash aquifer materials contain from 0.2 to 1.0 percent by weight organic carbon, and data suggest that it is less lipophilic than that studied by Schwarzenbach and Westall in Switzerland. Furthermore, it appears that chlorinated ethanes are being transformed in the contaminated ground waters.

Introduction

LES COMPOSÉS ORGANIQUES TOXIQUES ET LES EAUX SOUTERRAINES CANADIENNES

Environ 80 % de toute l'eau souterraine utilisée au Canada à des fins domestiques, commerciales, agricoles ou industrielles (soit environ 20 % de l'eau totale utilisée au Canada) est tirée d'aquifères de sable et de gravier peu profonds, particulièrement importants comme source régionale d'eau souterraine dans le sud le l'Ontario et importants localement pour plusieurs autres régions du Canada (figure 1). Bon nombre de ces aquifères pourraient être contaminés, ou le sont déjà, parce qu'ils ne sont pas recouverts de couches protectrices naturelles de limon ou d'argile.

Dans le sud de l'Ontario, environ 67 millions de litres de déchets liquides industriels ont été enfouis dans 16 décharges contrôlées durant une période de 12 mois en 1980 et 1981; bon nombre de ces décharges ont été creusées dans des sables et des graviers qui forment de bons aquifères (p. ex., Township Tiny près de Midland). Dans les Prairies, l'aquifère de sable fluvio-glaciaire de Regina est menacé par les boues contenant des métaux lourds provenant d'une acierie qui sont enfouis dans des puits sans garnissage au-dessus de l'aquifère, ainsi que par un déversement de BPC (biphényles polychlorés) (Roberts et coll., 1982a; Schwartz et coll., 1982; Atwater, 1984). Les aquifères de sable et de gravier alluvionnaires dans la portion inférieure de la vallée du Fraser en Colombie-Britannique sont percés par quelque 4000 puits et sont menacés de contamination par les nitrates, les pesticides et les lixiviats des sites d'enfouissement. De même, l'aquifère auquel s'approvisionne en grande partie la population de l'Île-du-Prince-Édouard est menacé de contamination par l'aldicarbe et d'autres pesticides. Le pire cas de contamination des eaux souterraines au Canada est probablement celui causé par une décharge située près de Mercier, au Québec, où un aquifère de sable et de gravier percé de 300 puits exploités à des fins domestiques et agricoles est contaminé par des phénols et des hydrocarbures chlorés volatiles (Simard, 1983).

Pour qu'il s'agisse véritablement d'un danger pour l'environnement, une substance doit être permanente, toxique et mobile; les contaminants les plus inquiétants pour les eaux souterraines américaines sont les substances chimiques organiques synthétiques à cause de la fréquence de leur présence dans les eaux souterraines, de leur toxicité et de leur mobilité (Burmaster et Harris, 1982; Council on Environmental Quality, 1981). Cela doit de toute évidence s'appliquer également aux eaux souterraines canadiennes, notamment dans les régions populeuses du sud du Canada où les aquifères superficiels de sable et de gravier comptent pour une partie importante des approvisionnements en eau. Ce sont surtout ces aquifères qui doivent être protégés de la pollution par les grands volumes de liquides et de boues organiques produits au Canada contenant des composés organiques toxiques (tableau1).

Tableau 1. Déchets organiques produits en 1981, Ontario

Catégorie des déchets	Tonnes*
Boues organiques	43 000
Eau de fonds stagnantes halogénées	2 500
Boues de dégraissage contenant du trichloroéthane	28 500
Solvants organiques et autres solutions organiques	42 100
Solvants halogénés	5 700
Solvants non halogénés, par exemple benzène, acétone	22 500
Liquides contenant du HAP†	12 200

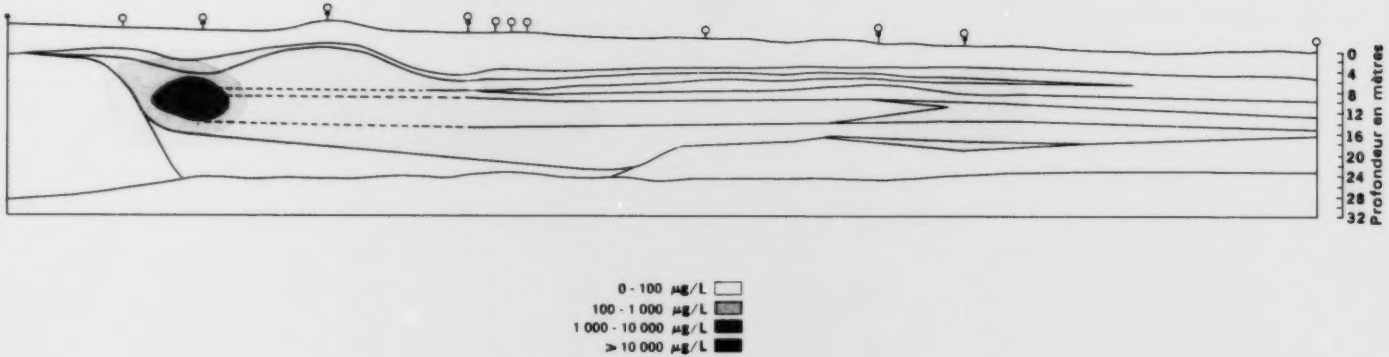
* 1 tonne = 1000 kg = 220 gallons impériaux ou 1000 L de solution aqueuse.
† HAP – Hydrocarbure aromatique polynucléaire.
Source à OWMC, 1982

La concentration de composés organiques synthétiques dans les eaux souterraines canadiennes est relativement peu connue; une analyse récente d'échantillons d'eau souterraine prélevés dans 10 décharges contrôlées a cependant révélé que 80 % de ces sites d'enfouissement «ne contaminaient pas les aquifères locaux de façon significative avec des composés organiques halogénés totaux» (Zenon Environmental Inc., 1983). Étant donné que seuls trois ou quatre échantillons d'eau souterraine ont été prélevés par une technique de puisage à chacun des sites, cette conclusion pourrait bien être trop optimiste, comme le montre le présent rapport.

LA DÉCHARGE CONTRÔLÉE DE GLOUCESTER

En 1957, Transports Canada a loué, comme site d'enfouissement de déchets municipaux, six hectares du ter-

BENZÈNE


0
4
8
12
16
20
24
28
32
Profondeur en mètres
0 - 100 µg/L
100 - 1 000 µg/L
1 000 - 10 000 µg/L
> 10 000 µg/L

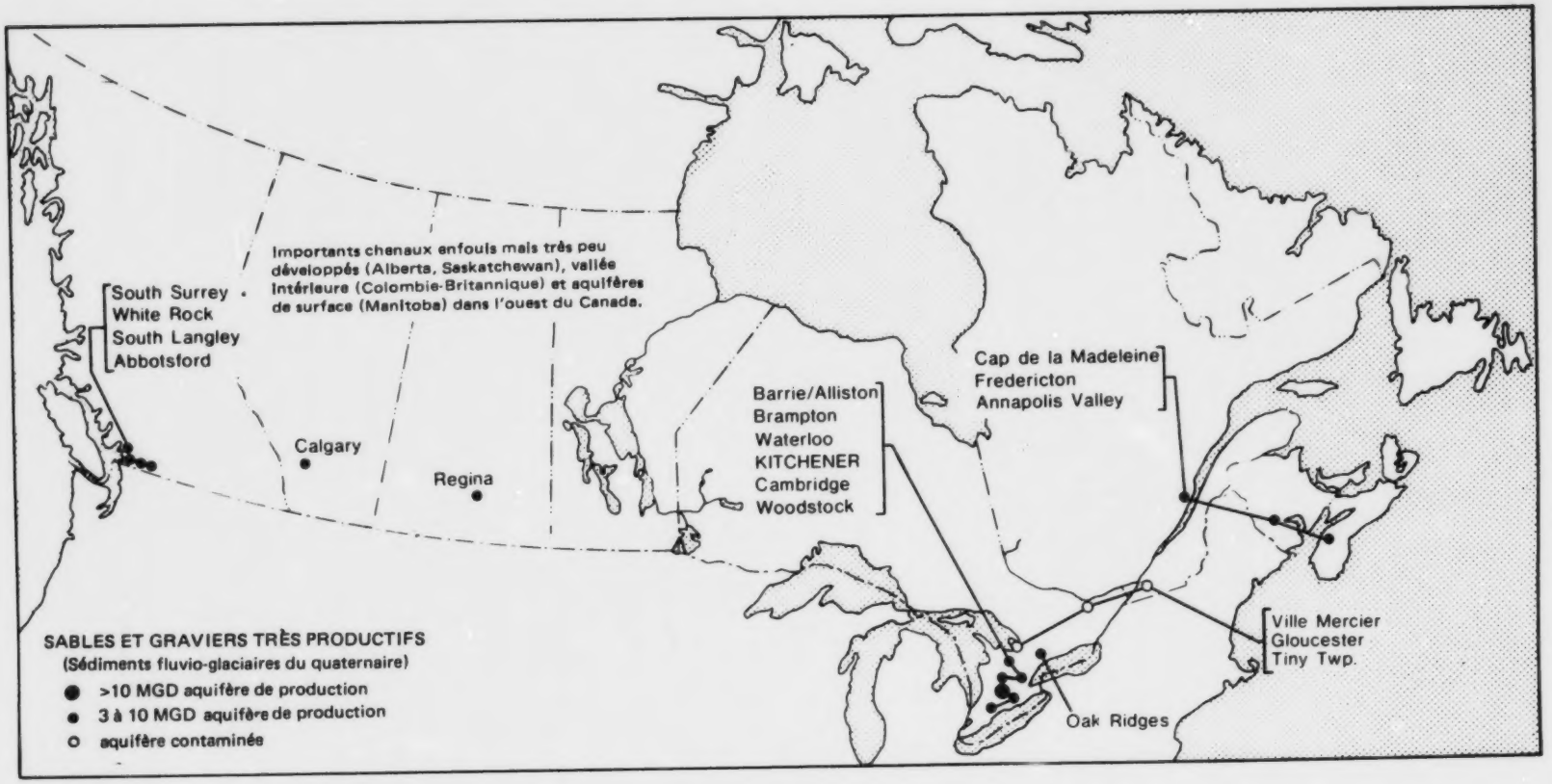


Figure 1. Aquifères de sable et de gravier au Canada.

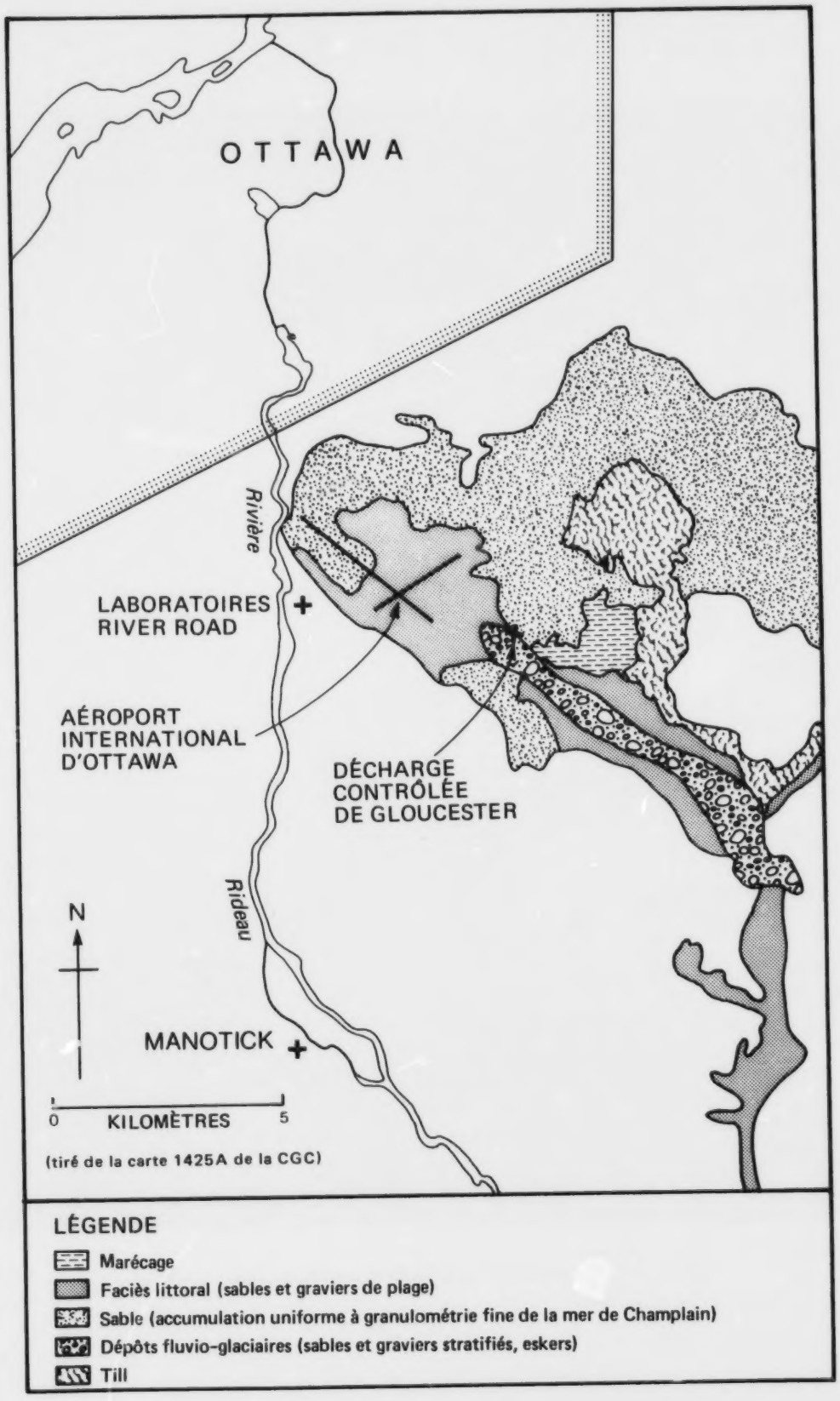


Figure 2. **Emplacement de la décharge contrôlée de Gloucester et géologie quaternaire de la région.**

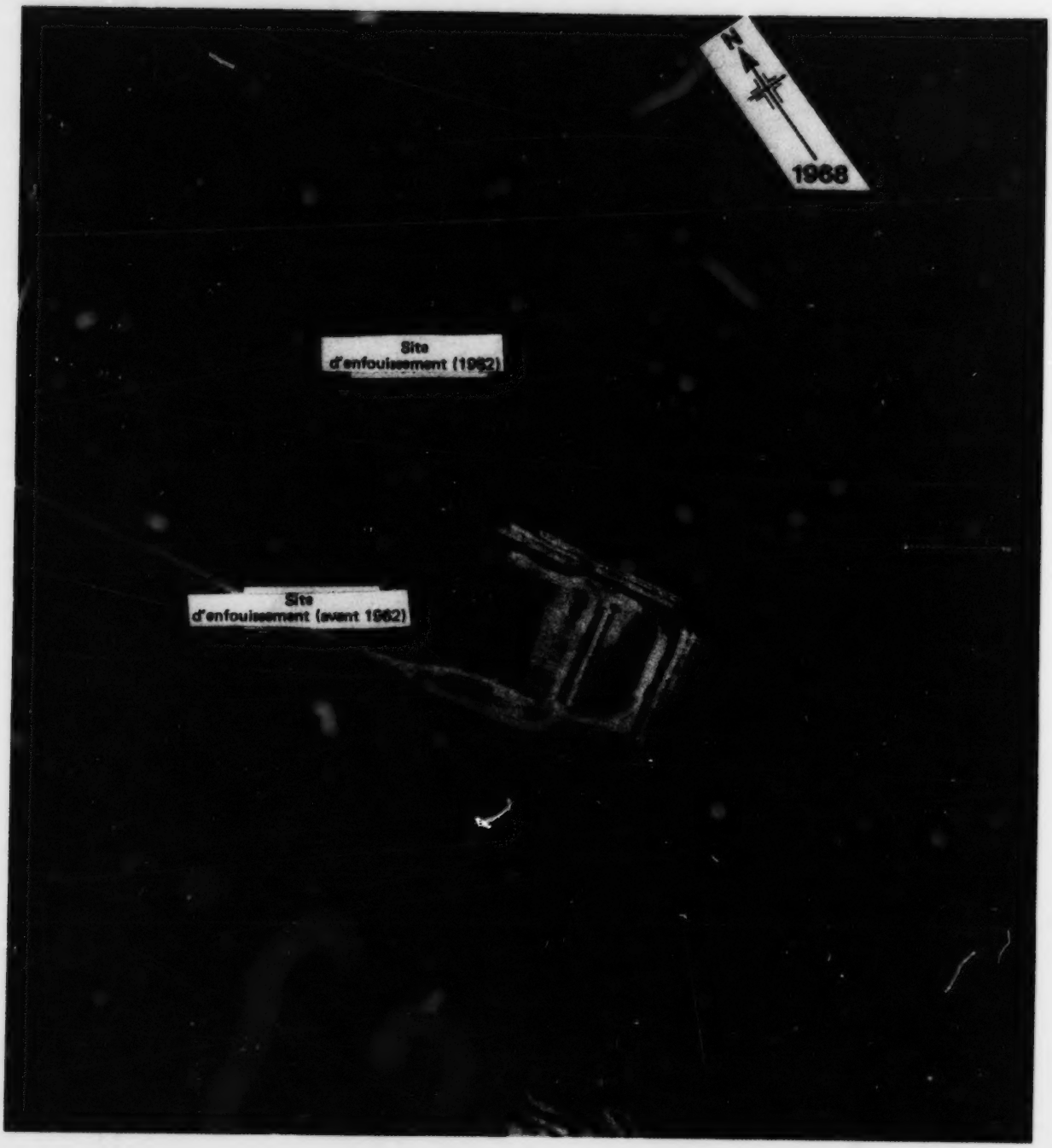


Figure 3. **Photographie aérienne de la décharge contrôlée de Gloucester, 1968.**

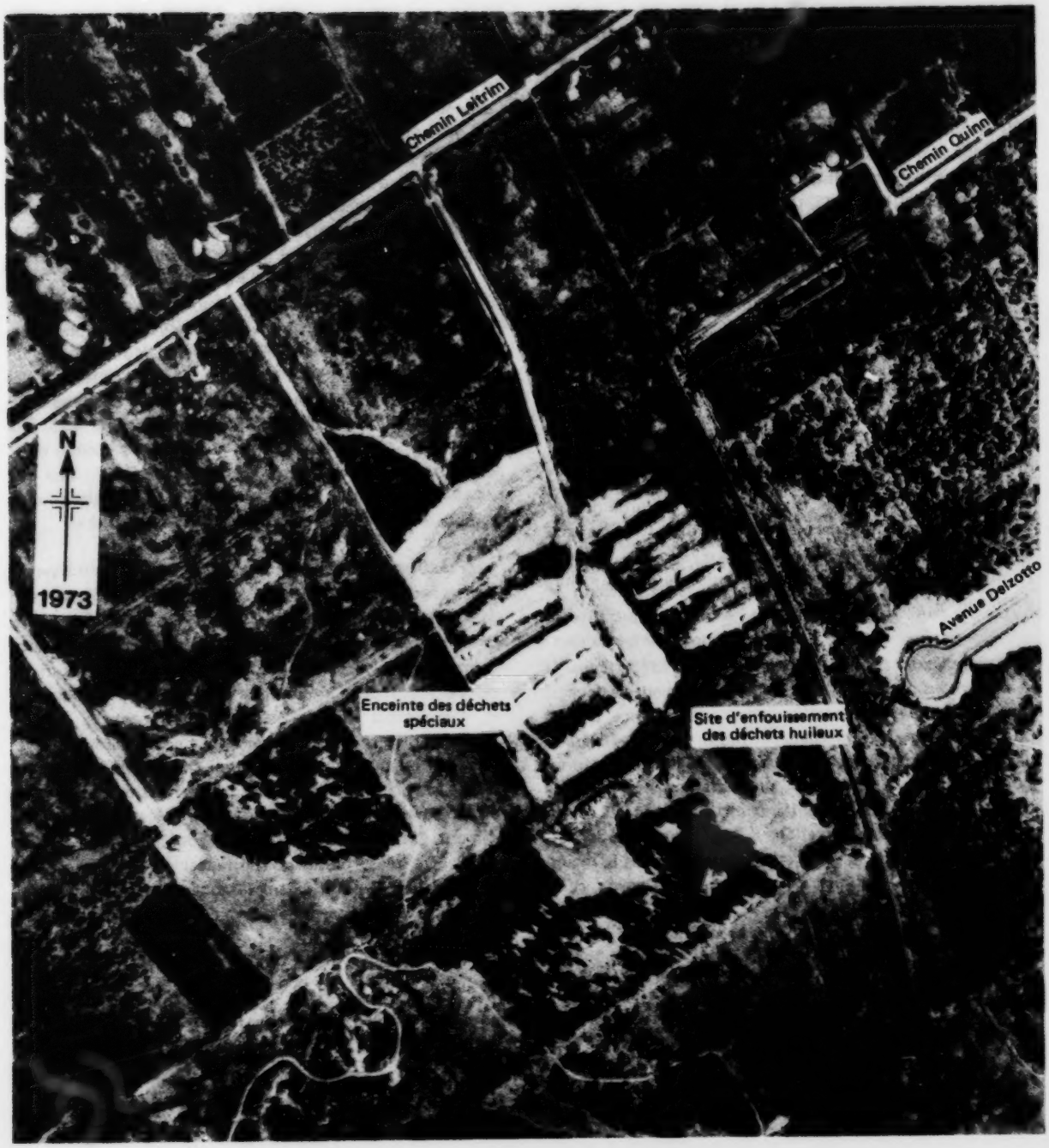


Figure 4. **Photographie aérienne de la décharge contrôlée de Gloucester, 1973.**

ritoire de l'aéroport international d'Ottawa qui appartiennent à l'ancienne municipalité de Gloucester. Ce site, que nous appellerons aux fins du présent rapport la décharge contrôlée de Gloucester, est situé au sud d'Ottawa au sommet d'une série complexe de dépôts fluvio-glaciaires et littoraux du Quaternaire (figure 2). Entre 1969 et 1980, divers organismes fédéraux ont enfoui des déchets, dont des déchets d'hôpitaux et d'universités, dans une «zone de déchets spéciaux» à la décharge contrôlée. À l'automne de 1979, des chercheurs de l'Institut national de recherches en hydrologie (INRH) d'Environnement Canada ont entrepris une étude de la contamination des eaux souterraines à ce site; le présent rapport résume les études hydrogéologiques effectuées à ce jour, notamment un ancien levé du site effectué par Gartner, Lee Associates Ltd. (1978).

L'utilisation de photographies aériennes a permis de déterminer l'historique de l'enfouissement des déchets dans la décharge contrôlée de Gloucester; sur une photo aérienne de 1968 (figure 3) apparaissent trois tranchées, creusées à l'aide d'un dragline, qui renferment des déchets et atteignent, de toute évidence, la surface de saturation. Au nord de ces tranchées, le terrain a été perturbé par des enfouissements antérieurs; la période d'utilisation de cette zone, aujourd'hui inutilisée, a été révélée par d'autres photos aériennes que nous avons choisies de ne pas inclure dans le présent rapport.

La deuxième photo aérienne date de 1973 (figure 4) et montre les derniers stades de l'enfouissement de déchets municipaux; y apparaissent également une cicatrice, témoin de l'enfouissement de déchets par des organismes fédéraux dans la zone de déchets spéciaux et, plus à l'est, une dépression identifiée comme étant un puits creusé, à la suite d'une inspection des lieux. La couleur sombre du sol en bordure du puits pourrait refléter l'enfouissement de déchets huileux qui, nous le savons, ont été enfouis dans la région (R. Jean, Conseil national de recherches du Canada, communication personnelle).

C'est le Conseil national de recherches du Canada (CNRC) qui était responsable des premières opérations d'enfouissement (1969-1972) dans la zone fédérale de déchets spéciaux; il s'agissait de creuser un trou de 2.4 m x 2.4 m x 3.8 m à l'aide d'une pelle rétrocaveuse mécanique, d'y placer les déchets et de les faire brûler. Il semblerait cependant qu'en 1972, certains ministères fédéraux, dont on ne connaît pas l'identité, y auraient enfoui de façon incontrôlée des déchets dangereux. En décembre 1972 donc, après que ce site ait été utilisé pendant une courte période par le ministère de la Santé et du Bien-Être social, c'est Environnement Canada qui a accepté la responsabilité des opérations. C'est ainsi qu'une grande partie des déchets a été expédiée à la Tricil, Mercier (Québec), afin d'y être incinérée. En plus de tenir à jour une liste exacte des substances enfouies dans la zone de déchets spéciaux, Environnement Canada a modifié le mode d'enfouissement; les déchets (notamment des bouteilles de verre contenant des solvants organiques) étaient placés, avec des explosifs, dans deux tranchées de 12.2 m de longueur, 3.0 m de profondeur et 3.0 m de largeur, puis brûlés par suite de la détonation produite. Cette technique ne laissait que peu de résidus au fond des tranchées, qui étaient alors remblayées.

Le tableau 2 donne un aperçu de la grande diversité de déchets produits par les opérations du gouvernement fédéral dans la région de la Capitale nationale (c'est-à-dire, Ottawa en Ontario et Hull au Québec). Les importants volumes de solvants organiques qui proviennent des divers laboratoires fédéraux, ainsi que des laboratoires d'hôpitaux et d'université, sont particulièrement importants vu leur toxicité et leur mobilité. Par exemple, environ une tonne de solvants organiques, surtout des chlorométhanes, a été brûlée en mai 1978 lors d'un des derniers enfouissements effectué par Environnement Canada (P. Mazzerole, Environnement Canada, Hull au Québec, communication personnelle). De plus, plusieurs substances polluantes ont été enfouies une seule fois dans la zone de déchets spéciaux, comme le DDT, l'arsenic, le cyanure, le sulfate de cuivre,

Tableau 2. Polluants contenus dans les déchets produits par les installations du gouvernement fédéral dans la Région de la capitale nationale, probablement enfouis à la décharge contrôlée de Gloucester

Déchets inorganiques	Déchets organiques
Acides (nitrique, chlorhydrique, sulfurique, chromique)	Solvants (chloroforme, tétrachlorure de carbone, méthanol, acétone, benzène, hexane, etc.)
Bases (hydroxyde de sodium)	
Sels (mercurique, citrate de sodium)	Pesticides (DDT, pentachlorophénol, parathion, Baygon, carbofurane, malathion)

Source : Gore and Storrie Ltd. (1977).

l'acide fluorhydrique, les carbonates métalliques et les solutions d'agents de préservation du bois.

OBJECTIFS ET PLAN DU RAPPORT

Voici les objectifs de la présente étude et leur lien avec les grands objectifs d'Environnement Canada :

1. Afin de pouvoir déterminer les caractéristiques des contaminants, élaborer et évaluer des techniques fiables d'échantillonnage sur le terrain, de conservation des échantillons et d'analyses de laboratoire.

2. Afin d'accroître la capacité d'évaluer l'impact environnemental des modes d'enfouissement de déchets et d'entreprendre des opérations de décontamination des aquifères, évaluer les facteurs de contrôle hydrogéologiques et géochimiques sur les migrations des contaminants organiques dans l'aquifère de sable et de gravier à la décharge contrôlée de Gloucester, et estimer la possibilité d'appliquer les équations de prévision.

3. Afin de permettre à Environnement Canada d'intervenir en proposant et/ou en entreprenant des opérations de décontamination à des sites d'enfouissement abandonnés ou utilisés à l'heure actuelle, prévoir des mesures correctrices et les évaluer, en vue d'empêcher les contaminants de se disperser dans l'aquifère, de les y diluer, ou encore, de les en retirer.

Le présent rapport, qui porte sur les activités de la phase I, telles qu'elles ont été déterminées dans la proposition de décembre 1980 de l'INRH, constitue un résumé des études hydrogéologiques et chimiques effectuées entre 1979 et 1983 par l'INRH en vue de déterminer la configuration de l'écoulement des eaux souterraines et de la migration des contaminants dans le système phréatique situé sous la décharge contrôlée de Gloucester et plus particulièrement sous la zone de déchets spéciaux. Le chapitre 2, qui suit l'introduction, traite des substances chimiques organiques toxiques en termes de leur chimie physique, de l'hydrogéologie des contaminants et des dangers pour la santé. Le chapitre 3 résume l'hydrostratigraphie du site et comporte une importante contribution de J. Bahr de Geologic Testing Consultants (GTC) et de l'université de Stanford. Le chapitre 4 décrit la nature physique du système d'écoulement des eaux souterraines, en grande partie d'après une étude de D. Belanger (projets de mémoire de maîtrise, université de Waterloo). Le chapitre 5 traite des aspects minéralogiques, géochimiques et hydrochimiques de l'étude. Les résultats de la phase I du projet de Gloucester sont donnés dans le chapitre 6. Le rapport de la phase II traite des mécanismes de la migration des polluants organiques; les simulations numériques et expérimentales sont en cours.

Composés organiques toxiques dans les eaux souterraines

Avant de pouvoir discuter de l'hydrologie des contaminants organiques toxiques, il est nécessaire de rappeler les propriétés chimiques des composés organiques, notamment la solubilité, la volatilisation et le partage d'un composé organique, dont nous traiterons dans la prochaine section. Nous nous attarderons ensuite à la migration et à la dilution dans l'eau souterraine des contaminants par suite du transport, de la sorption et de la transformation du soluté à cause desquels chacun des composés aura sa propre vitesse de migration caractéristique et sa propre distribution de concentrations. La dernière section du présent chapitre sera consacrée à une méthode d'évaluation des risques pour la santé de la consommation d'eaux souterraines contaminées par des substances chimiques.

PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES DES COMPOSÉS ORGANIQUES

Solubilité

De nombreux composés organiques toxiques sont hydrophobes, c'est-à-dire qu'ils ne sont que très peu solubles dans l'eau. Le tableau 3 donne les solubilités de certains produits organiques et la figure 5, leur structure. Si un composé organique peut se dissoudre dans l'eau, alors la stabilité thermodynamique obtenue à partir des interactions substance organique-eau (c'est-à-dire soluté-solvant) doit être supérieure à celle due à l'attraction moléculaire des molécules du soluté l'une pour l'autre (Spangler, 1980). Pour qu'il y ait dissolution, le soluté organique doit déformer ou briser la structure de l'eau créée par les puissantes liaisons hydrogène entre les molécules d'eau. Si le soluté organique contient des groupes fonctionnels liant l'hydrogène, par exemple les groupes hydroxy (-OH) et carboxy (-COOH), et est donc polaire, la dissolution est alors possible et le soluté organique sera relativement soluble en solution aqueuse (Trahanovsky, 1971).

Tanford (1980) décrit schématiquement ainsi le processus de dissolution d'un soluté non polaire, S, dans l'eau :

$$2(H_2O\text{-}H_2O) + (S\text{-}S) = 2(H_2O\text{-}S\text{-}H_2O)$$

L'équilibre de cette réaction tend fortement vers la gauche à cause de l'énergie des liaisons hydrogène entre les molécules d'eau (5 kcal/mol dans la glace [Pauling, 1967]). C'est pourquoi les solutés non polaires sont très peu solubles. La comparaison des solubilités du méthylbenzène (c'est-à-dire le toluène) et du phénol (tableau 3) illustre l'accroissement de la solubilité par l'ajout d'un groupe fonctionnel polaire à un solute non polaire. Selon les mots de Tanford (1980) «l'effet hydrophobe» qui empêche la dissolution de grandes quantités de toluène est dû à l'énergie nécessaire pour briser les réseaux créés par les ponts d'hydrogène et qui forment des cavités dans lesquelles les solutés non polaires, comme le toluène, peuvent pénétrer.

Volatilisation

Les facteurs qui contrôlent la volatilisation des composés organiques contenus dans les eaux souterraines sont (Lyman et coll., 1982; Tinsley, 1979) :

1. la vitesse à laquelle le composé migre vers une surface
2. la vitesse de transfert au niveau de la surface
3. la vitesse de migration à partir de cette surface.

Dans les eaux souterraines, la vitesse de migration d'une substance chimique toxique jusqu'à la surface supérieure de la frange capillaire ou d'une partie de la zone non saturée à partir de laquelle l'eau peut s'évaporer est contrôlée par la sorption, l'écoulement vertical et la diffusion du soluté. La tendance à s'éloigner d'un interface est fonction de la tension de vapeur du composé. La migration de substances chimiques toxiques contenues dans les eaux souterraines jusqu'à la surface du sol est fonction de la porosité du sol et de sa teneur en humidité ainsi que du coefficient de diffusion des gaz (Albertsen et Matthess, 1978).

Le tableau 3 donne les valeurs de tension de vapeur et de la constante de la loi de Henry pour certaines substances organiques. Une approximation de la constante de la loi de Henry peut être obtenue en divisant la tension de

Hydrocarbures halogénés

Dichlorométhane (chlorure de méthylène)	Trichlorométhane (chloroforme)	Tétrachlorométhane (tétrachlorure de carbone)	Tribromométhane (bromoforme)
CH_2Cl_2	$CHCl_3$	CCl_4	$CHBr_3$

1,1-Dichloroéthane	1,2-Dichloroéthane	1,1-Dichloroéthène	Trans-1,2-Dichloroéthène
Cl_2HC-CH_3	ClH_2C-CH_2Cl	$Cl_2C=CH_2$	$ClHC=CHCl$

1,1,1-Trichloroéthane	Trichloroéthène	1,1,2-Trichloroéthane	Tétrachloroéthène
H_3C-CCl_3	$Cl_2C=CHCl$	Cl_2HC-CH_2Cl	$Cl_2C=CCl_2$

1,1,2,2-Tétrachloroéthane

$Cl_2HC-CHCl_2$

Hydrocarbures aromatiques

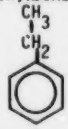
Benzène

Phénol

Méthylbenzène

Chlorobenzène

Éthylbenzène



Autres solvants organiques

Acétone

Diéthyléther

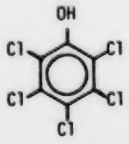
$H_3C-H_2C-O-CH_2-CH_3$

Tétrahydrofurane

1,4-Dioxane

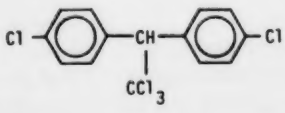
Biocides

Pentachlorophénol



DDT

(dichlorodiphényltrichloroéthane)



Lindane

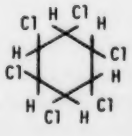


Figure 5. **Formule moléculaire de certains des composés organiques identifiés dans les eaux souterraines sous la décharge de Gloucester.**

Tableau 3. Données physiques et chimiques de certains produits chimiques organiques

Composé	Formule	PM*	S†	T.V.‡	Constante de la loi de Henry§	Log** K_{ow}
Hydrocarbures halogénés						
Dichlorométhane	CH_2Cl_2	84.9	20 000 (20)	349	3×10^{-3}	1.25
Trichlorométhane	$CHCl_3$	119.4	10 000 (15)	160	4.8×10^{-3}	1.97
Tétrachlorométhane	CCl_4	153.8	800 (20)	90	2.3×10^{-2}	2.83
Bromoforme	$CHBr_3$	252.8	3 190 (30)	5.6 (25°C)	5.8×10^{-4} c	2.38 f
1,1-Dichloroéthane	$CHCl_2CH_3$	99.0	5 500 (20)	180	4.3×10^{-3} c	1.79
1,2-Dichloroéthane	CH_2ClCH_2Cl	99.0	8 690 (20)	61	9.1×10^{-4} c	1.48
1,1-Dichloroéthène	$H_2C=CCl_2$	97.0	–	500	–	2.13 f
Trans-1,2-Dichloroéthène	$CHCl=CHCl$	97.0	600 (20)	200 (14°C)	4.2×10^{-2} c	1.53 f
1,1,1-Trichloroéthane	CCl_3CH_3	133.4	4 400 (20)	100	1.8×10^{-2}	2.49
Trichloroéthène	$Cl_2C=CHCl$	131.5	1 100 (25)	60	1×10^{-2}	2.29
1.1,2-Trichloroéthane	$CH_2ClCHCl_2$	133.4	4 500 (20)	19	7.4×10^{-4} c	1.51 f
Tétrachloroéthène	$Cl_2C=CCl_2$	165.8	150 (25)	14	8.3×10^{-3}	2.60
Hydrocarbures aromatiques						
Benzène	C_6H_6	78.1	1 780 (20)	76	5.5×10^{-3}	2.04
Phénol	C_6H_5OH	94.1	82 000 (15)	0.2	3.0×10^{-7} c	1.51
Méthylbenzène	$C_6H_5CH_3$	92.1	470 (16)	22	6.6×10^{-3}	2.69
Chlorobenzène	C_6H_5Cl	112.6	500 (20)	8.8	2.6×10^{-3} c	2.84
Éthylbenzène	$C_6H_5C_2H_5$	106.2	140 (15)	7	8.7×10^{-3}	3.15
Autres solvants organiques						
Acétone	$CH_3-CO-CH_3$	58.1	M	89 (5°C)	–	-0.24
Diéthyléther	$C_2H_5OC_2H_5$	74.1	84 300 (15)	442	5.1×10^{-4} c	0.89
Tétrahydrofurane	C_4H_8O	72.1	M		–	0.46
1,4-Dioxane	$O(CH_2-CH_2)_2O$	88.2	M	30	–	-0.27
Biocides						
Pentachlorophénol	C_6Cl_5OH	266.4	14 (20)	1.1×10^{-4}	3.4×10^{-6}	5.12
DDT	$(ClC_6H_4)_2CHCCl_3$	354.5	0.0012 (25)+	1×10^{-7} +	3.8×10^{-5}	6.19
Lindane	$C_6H_6Cl_6$	290.8	7.3 (25)+	9.4×10^{-6} +	4.8×10^{-7}	3.61

* Poids moléculaire.

† Solubilité en milligrammes par litre à une température donnée, en °C entre parenthèses (Verschueren, 1977) ou (+)(Kenaga et Goring 1980); M—miscible en toutes proportions.

‡ Tension de vapeur en millimètres Hg (torr) à 20°C (Verschueren, 1977).

§ Constante de la loi de Henry en atmosphères-mètres cubes par mole (Lyman et coll., Tableau 15-4, 1982) ou calculée (c) à partir de T.V. ÷ S (Mackay et Leinonen, 1975.

** Log du coefficient de partage octanol-eau tiré de Hansch et Leo (1979), ou (f) calculé à partir de la méthode de constante fragmentaire de Hansch et Leo (1979).

vapeur d'un composé par sa solubilité (Mackay et Leinonen, 1975). La constante serait donc un type de coefficient de partage et les substances très volatiles auraient des constantes supérieures à 10^{-3} atm-m^3/mol.

Partage octanol-eau

Un grand nombre de corrélations empiriques illustrant des relations linéaires gouvernées par l'énergie libre entre la structure et la réactivité de composés organiques ont été élaborées depuis 50 ans. Depuis deux décennies, cette approche, soit l'analyse des corrélations, a également été appliquée à des problèmes environnementaux, y compris le partage d'un contaminant organique dans un système d'écoulement d'eau souterraine.

Si les constantes d'équilibre de deux réactions chimiques, K_1 et K_2 sont liées par une expression de la forme $y = ax + b$, alors la relation entre ces deux réactions est du type linéaire à énergie libre parce que $\Delta G^\circ = RT\ln K$ (Shorter, 1973). Étant donné que les coefficients de partage peuvent être assimilés à des constantes d'équilibre conditionnelles, il est possible de les relier, par des équations linéaires à énergie libre, aux propriétés physico-chimiques des substances chimiques soumises au partage. L'équation entre le coefficient de partage octanol-eau, K_{ow}, et la solubilité de l'eau d'une substance chimique, S, est particulièrement intéressante (Chiou et coll., 1982) :

$$\log k_{ow} = -0.0862 \log S + 0.710$$

où $K_{ow} = C_o/C_w$, où C_o est la concentration de la substance chimique en équilibre dans l'octanol et C_w, la concentration correspondante dans l'eau au contact avec la solution d'octanol. La solubilité molaire S du soluté est en fait une mesure de partage de la substance chimique entre elle-même et l'eau (Briggs, 1981). Kenaga et Goring (1980) et Briggs (1981) donnent d'autres corrélations entre K_{ow} et S et entre K_{ow} et le facteur de bioconcentration ou d'adsorption du sol. Le tableau 3 donne des valeurs de K_{ow} pour certains produits chimiques organiques. Pour plus de détails, voir Hansch et Leo (1979).

Dans le domaine de l'hydrogéologie des contaminants, le coefficient de partage octanol-eau est particulièrement important parce qu'il fournit des renseignements sur le comportement probable d'un composé organique dans un système d'écoulement où la matière organique joue un rôle de sorbant.

TRANSPORT EN SOLUTION PAR L'EAU SOUTERRAINE

La vitesse moyenne d'un contaminant non réactif (qui ne subit pas d'atténuation chimique ou biologique) est identique à celle de l'eau souterraine qui le transporte (Bear, 1972, p. 23) :

$$V_{GW} = q/n \qquad (2.1)$$

où V_{GW} est la vitesse moyenne de l'eau souterraine (L/T), q est le débit spécifique de l'eau souterraine par unité de surface d'un milieu granulaire (L^3/L^2T) et n est la porosité (sans unités).

Les contaminants réactifs sont ceux dont la vitesse moyenne est moindre que celle des eaux souterraines à cause de leur réaction, c'est-à-dire sorption avec les matériaux aquifères, ce qui entraîne leur distribution ou leur partage entre les grains de l'aquifère et les eaux souterraines. La vitesse moyenne (V_c) de ces contaminants réactifs est donnée par (Freeze et Cherry, 1979, p. 404) :

$$V_c = \frac{V_{GW}}{R_f} = \frac{V_{GW}}{1 + (\rho_b\, Kp/n)} \qquad (2.2)$$

où R_f est un facteur de retard sans unités, ρ_b est le poids volumétrique du milieu granulaire (M/L^3) et K_p est le coefficient de partage ou distribution du contaminant (L^3/M) selon une isotherme linéaire d'adsorption (Tinsley, 1979, p. 18; Freeze et Cherry, 1979, p. 403).

L'équation générale qui décrit l'équilibre de masse d'un contaminant, de concentration $C(M/L^3)$, dans un écoulement régulier de direction x dans un milieu granulaire, est donnée par l'équation du transport (Wilson et Miller, 1978) :

$$R_f \frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2}$$

$$- V_{GW} \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda R_f C \qquad (2.3)$$

où t est le temps, D le coefficient de dispersion hydrodynamique (L^2/T) et λ est la constante de vitesse d'ordre un (t^{-1}). Le coefficient de dispersion apparaît ci-dessus comme étant une mesure de la distribution des vitesses par rapport à la vitesse moyenne, soit V_{GW}, à cause de l'hétérogénéité du milieu granulaire, des forces de frottement exercées par les grains sur les eaux souterraines, de la diffusion moléculaire, etc. La constante de vitesse d'ordre un peut représenter un processus de transformation biologique ou non (p. ex . l'hydrolyse).

SORPTION

Rôle des sorbants organiques

Ce sont surtout les travaux de Lambert (1967) qui ont permis de découvrir le lien étroit entre la quantité de matières organiques dans un sol et l'absorption de substances chimiques neutres. Il est généralement admis en Amérique du Nord, grâce aux travaux de Chiou et de ses collègues de l'université de l'État de l'Orégon (1979, 1981, 1983) et de Karickhoff et coll. (1979), de la U.S. Environmental Protection Agency, que l'absorption résulte du partage du soluté (c'est-à-dire de la dissolution en deux phases ou plus) plutôt que de l'adsorption physique ou chimique (Roberts, 1981). Selon les pédologues israéliens Mingelgrin et Gerstl (1983), il existerait plutôt «un secteur continu d'interactions possibles, de l'adsorption à un site fixe à un véritable partage entre des phases à trois dimensions». Étant donné que des spécialistes de la chimie de surface (par exemple Aveyard et Haydon, 1973) utilisent le terme «sorption» pour traiter de l'adsorption et de l'absorption (ou dissolution), nous l'utiliserons dans les analyses qui suivent.

L'hypothèse du partage repose surtout sur la linéarité des isothermes de sorption pour des composés dont la solubilité est très différente et sur l'absence de compétition entre les adsorbats (voir par exemple, Chiou et coll., 1979, figure 1 et Chiou et coll., 1983, figure 1). D'après Chiou et coll. (1983), l'insolubilité du soluté (dans l'eau) est «le principal facteur de contrôle du coefficient de partage matière organique du sol/eau». Chiou et ses collègues (1979) sont cependant d'accord pour dire que

les réactions d'adsorption (par exemple la formation de liaisons H et l'échange ionique) pourraient être importantes dans le cas des composés polaires. La sorption des solutés organiques à faible solubilité est généralement décrite par la formation de liaisons hydrophobes.

Selon Chiou et coll. (1983), l'effet de l'incompatibilité du soluté avec la matière organique du sol est significative mais secondaire. La faible rétention des composés organiques par la matière organique du sol refléterait la présence dans le sol de grandes quantités de polymères à grand volume molaire fortement polaires. La figure 6 illustre la structure complexe de ces polymères. La fraction organique des sédiments des sols alluvionnaires du sud de l'Ontario est probablement composée en grande partie de substances humiques et de kérogène, portion insoluble de la matière organique sédimentaire. La plus grande partie de cette matière organique est concentrée dans la fraction fine (c'est-à-dire < 125 μm) des sols et des sédiments (Karickhoff et coll., 1979; Schwarzenbach et Westall, 1981); l'adsorption des contaminants par les matières organiques dépend donc des variations de la granulométrie.

Selon McCarty et coll. (1981), il doit y exister une quantité de matière organique critique dans des matériaux d'aquifères, limite pour laquelle l'adsorption dans les phases organiques et inorganiques est identique, et sous laquelle la phase organique n'est plus le principal sorbant. Ce seuil serait d'environ 0.1 % (f_{oc} = 0.001) pour le benzène ($K_{ow} \sim 10^2$) au contact d'une surface de silice de 13 m^2/g, et d'environ 0.001 % ($f_{oc} = 10^{-5}$) pour des isomères trichlorobenzènes dont le $K_{ow} \sim 10^4$. Parce que la teneur en carbone organique des aquifères composés d'alluvions se situe probablement entre 0.01 % et 1.0 %, il est clair que les adsorbants inorganiques pourraient retenir plus efficacement certains contaminants que les sorbants organiques. Si les sorbants inorganiques dominent, il est probable qu'il y ait sorption organique sélective (McCarty et coll., 1981), notamment par les oxydes métalliques hydratés amphotères.

Analyse des corrélations

De nombreuses équations permettent de mettre en rapport la sorption matière organique-composé et des paramètres disponibles ou facilement mesurables. Karickhoff et coll. (1979) ont montré que la sorption d'un composé organique par la matière organique du sol peut être exprimée ainsi :

$$\log K_{oc} = 1.00 \log K_{ow} - 0.21 \quad (r^2 = 1.00) \qquad (2.4)$$

où K_{oc} est le coefficient de partage entre le carbone organique du sol et l'eau, c'est-à-dire (g de soluté sorbé/g de carbone organique du sol)/(g de soluté/m^3 solution). Le coefficient K_{oc} est lié au coefficient de partage ou coefficient de distribution par l'équation suivante à $K_p = K_{oc}\, f_{oc}$, où f_{oc} est la fraction en poids de carbone organique dans le sol.

Schwarzenbach et Westall (1981) ont utilisé une équation linéaire basée sur l'énergie libre pour montrer le lien entre les coefficients de partage d'un soluté non polaire z dans différents systèmes de solvants aqueux/non aqueux :

$$\log K^z_{SW} = a \log K^z_{RW} + b \qquad (2.5)$$

où K^z_{SW} est le coefficient de partage de z entre le solvant S et l'eau et K^z_{RW} est le coefficient de partage d'un solvant de référence R, par exemple l'octanol. La constante de la pente a est une mesure du caractère liphophile du solvant S par rapport à R et donc, lorsque le solvant est une matière organique sédimentaire, elle est une mesure de sa capacité de sorption. Schwarzenbach et Westall ont montré que la valeur de a, pour des composés pour lesquels $2.6 < \log K_{ow} < 4.7$ au contact avec des matériaux alluvionnaires d'un aquifère, variait de 0.50 à 0.71. La constante de l'intercepte est fonction des unités de mesure de K.

Schwarzenbach et Westall ont de plus décrit la sorption de benzènes chlorés par des sédiments dont le $f_{oc} > 0.001$ par l'équation suivante :

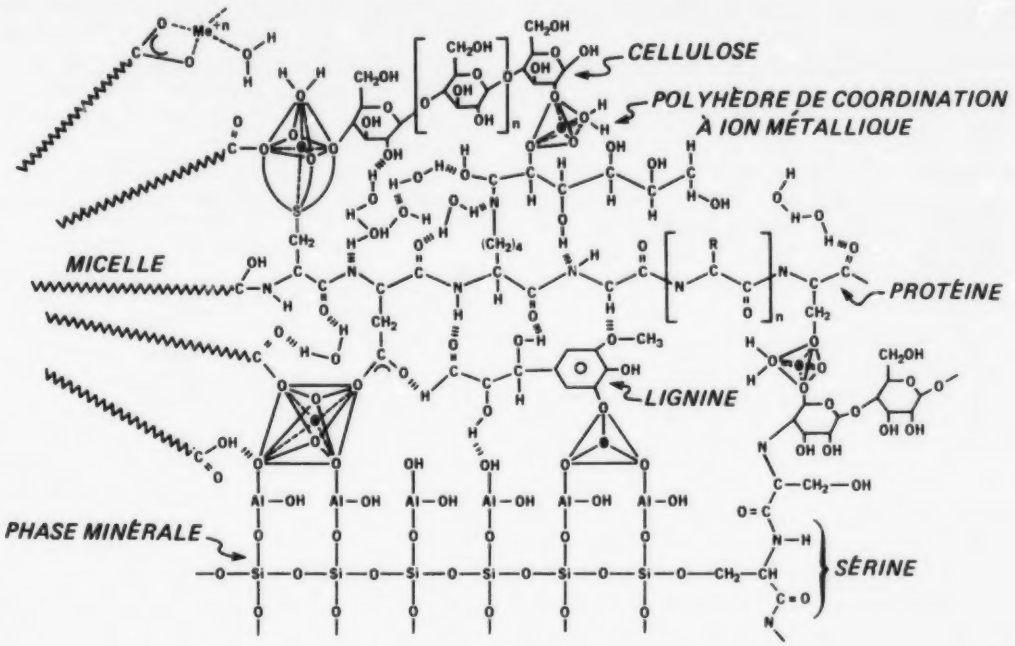
$$\log K^z_p = 0.72 \log K^z_{ow} + \log f_{oc} + 0.49$$

$$(r^2 = 0.95) \qquad (2.6)$$

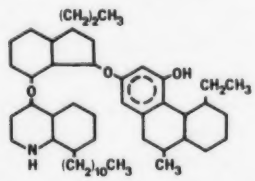
où K^z_p est le coefficient de partage (de distribution) de z (en millilitres par gramme). Cette valeur du coefficient de partage peut être utilisée dans l'équation de retard (équation 2.2) pour évaluer le facteur de retard d'un contaminant organique dans un milieu poreux de porosité et de poids volumétrique connus; les rapports entre K_{ow} et R_f et entre K_{ow} et la vitesse ionique relative (V_c/V_{GW}) sont donnés dans la figure 7.

Le tableau 4 montre des comparaisons entre les valeurs de R_f observées lors de deux essais sur le terrain effectués à l'université Stanford et les estimations calculées à partir de la figure 7 et notées R^*_f. À l'exception du chlorobenzène, qui a été utilisé pour obtenir l'équation (2.6), les valeurs estimées sont supérieures de 1 à 3 fois aux valeurs observées. Étant donné que les concentrations des composés organiques dans les études sur le terrain se situaient dans le bas de l'échelle des ppm (1 à 40 μg/L) et sont donc semblables aux concentrations des conditions expérimentales de Schwarzenbach et Westall (1981), ces

A) SUBSTANCE HUMIQUE SÉDIMENTAIRE

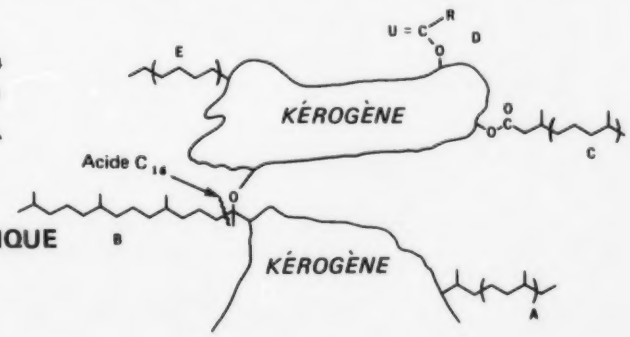


B) KÉROGÈNE ALGUAIRE

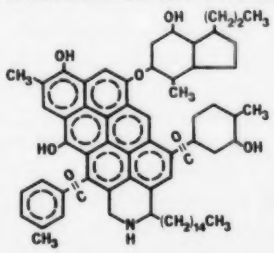


	B	C	D
H/C atomique	1.65	1.28	0.84
O/C atomique	0.06	0.10	0.13
Hydrocarbures	Pétrole	Pétrole à gaz	Gaz

E) STRUCTURE DE SUBSTITUTION DU KÉROGÈNE



C) KÉROGÈNE LIPTINIQUE



D) KÉROGÈNE HUMIQUE

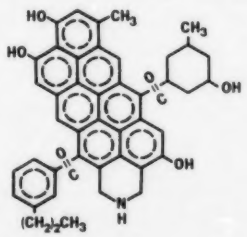


Figure 6. **Représentations schématiques de la matière organique. A) Substance humique sédimentaire (Degens et Mopper, 1976); B), C), et D) kérogène (Philip, 1982).**

différences sont inquiétantes. Roberts et Valocchi (1981) ont utilisé l'équation 2.4 (Karickhoff et coll., 1979) à la place de celle de Schwarzenbach et Westall (1981), et des estimations améliorées de R_f ont été obtenues dans le cas de composés plus solubles, par exemple le chloroforme ($R_f^* = 6.3$, log $K_{OW} = 1.97$), mais l'estimation serait moins bonne dans le cas d'un composé moins soluble, par exemple le chlorobenzène ($R_f^* = 40$, log $K_{OW} = 2.84$).

Tableau 4. Facteurs de retard pour quelques hydrocarbures halogénés obtenus à partir d'observations sur le terrain (R_f) et de valeurs estimées (R_f^*) obtenues à partir des équations 2.2 et 2.6

Composé	R_f^*	R_f	Calculs statistiques* des données de terrain	Aquifère
$CHCl_3$	8.4	2.5–3.8	$\bar{x} = 3.2$, $\sigma = 0.6$, s = 4	Palo Alto Baylands†
$CHBr_3$	16	6	–	Palo Alto Baylands
Cl_3CCH_3	18	12	–	Palo Alto Baylands
C_6H_5Cl	32	33	–	Palo Alto Baylands
$CHBr_3$	1.1	1.5–1.8	$\bar{x} = 1.7$, $\sigma = 0.2$, s = 3	Borden‡
CCl_4	1.3	1.4–1.7	$\bar{x} = 1.6$, $\sigma = 0.2$, s = 3	Borden

* $\bar{x}$ = moyenne, σ = écart-type, s = taille de l'échantillon.
† R_f données de Roberts et coll. (1982b), $\rho_b = 2000$ kg/m^3, n = 0.22, $f_{oc} = 0.01$ (McCarty et coll., 1981).
‡ R_f données, $\rho_b = 1760$ kg/m^3, n = 0.38, $f_{oc} = 0.00075$–0.002 (Mackay et coll., 1983). Une valeur de 0.0002 est donnée pour f_{oc} pour le calcul de R_f^*.

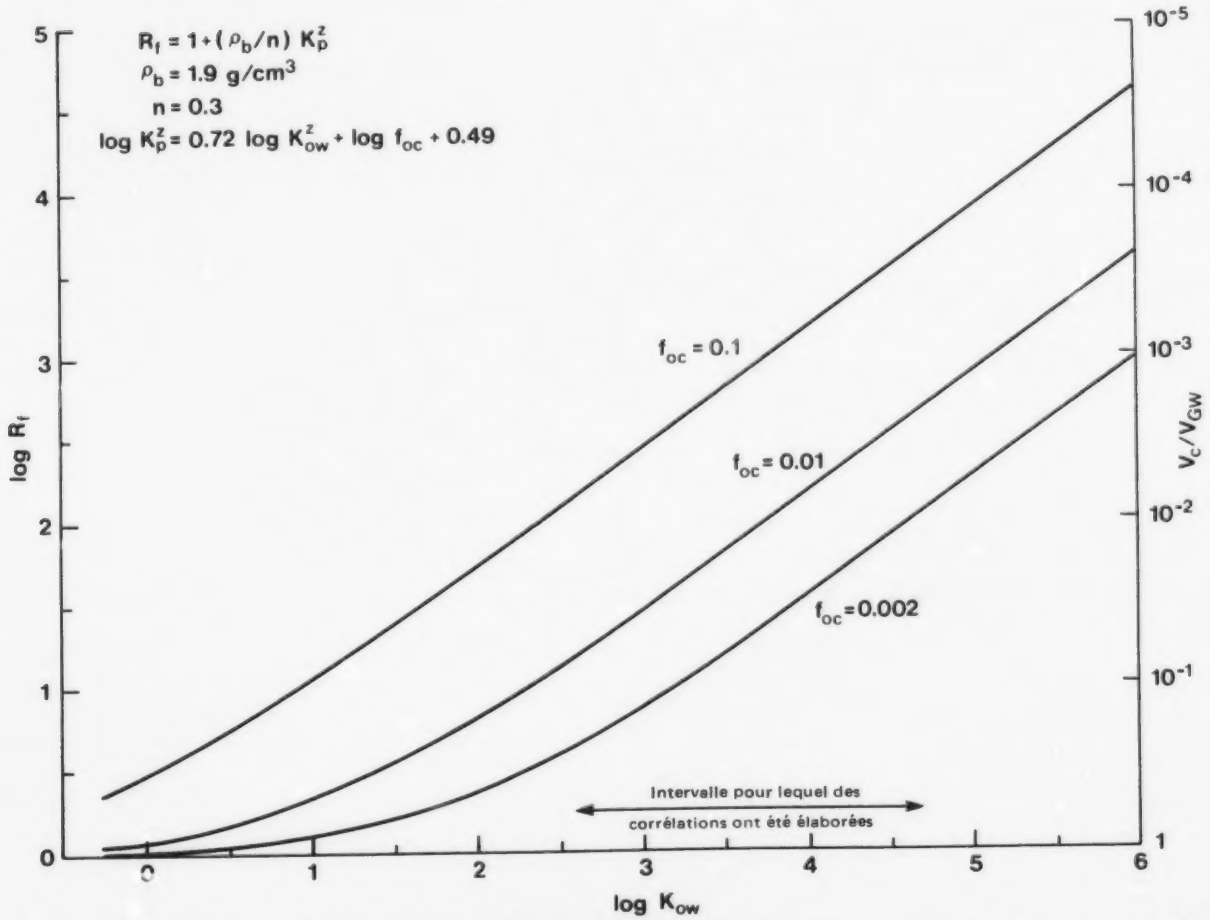


Figure 7. Variation du facteur de retard avec le coefficient de partage octanol-eau pour diverses concentrations de carbone organique sédimentaire, utilisation de l'équation de Schwarzenbach et Westall (1981).

Curtis et Roberts (1984) ont récemment obtenu de bons résultats pour le CCl_4, le $CHBr_3$ et le C_2Cl_4; en effet, les facteurs de retard évalués en laboratoire et les estimations faisant partie d'observations sur le terrain faites dans le cadre d'une expérience de transport d'un soluté organique sur un gradient naturel à la BFC Borden en Ontario étaient comparables. Ils en ont conclu qu'une sorption linéaire et réversible se manifestait donc à l'aquifère de Borden. Ils ont de plus noté, lors des expériences avec le lot K_p, qu'il s'écoulait deux à trois jours avant que le composé n'atteigne un équilibre avec les matériaux de l'aquifère de Borden.

Les méthodes décrites précédemment permettent d'évaluer approximativement la mobilité des contaminants dans des cas de faible contamination, comme c'est le cas par exemple au front d'un panache en progression. Au contraire, au voisinage immédiat d'une décharge contrôlée, les concentrations des contaminants seront probablement beaucoup plus élevées et les estimations du retard des contaminants beaucoup plus incertaines. Dans les milieux poreux très contaminés, les isothermes de sorption peuvent être très peu linéaires et l'activité microbienne fortement réduite, ce qui entraîne une plus grande mobilité du contaminant (Rao et Davidson, 1979). À mesure que la fraction de solvent organique miscible par rapport à l'eau souterraine s'accroît dans les pores contaminées, le facteur de retard, qui suit une courbe exponentielle, s'approche de l'unité (Rao et coll., 1983).

TRANSFORMATION

C'est la présence d'halogènes, notamment de chlore, dans les contaminants organiques toxiques présents dans les eaux souterraines, qui rend la plupart d'entre eux dangereux. Dans la présente section sont résumés des articles publiés récemment qui mettent en évidence la transformation des composés halogénés et de quelques autres composés dangereux mais non halogénés (p. ex. le benzène).

Soulignons que certains processus de transformation ne dépendent, pour se mettre en branle, que des propriétés physiques et chimiques des eaux souterraines (p. ex., pH, E_H, T); ces processus relativement lents sont généralement des réactions d'hydrolyse parce qu'ils mettent en jeu un ion qui compose la molécule d'eau. Plusieurs autres processus de transformation se produisent plus rapidement sous l'effet de la catalyse par des enzymes issus de l'activité microbienne;: ce sont ces réactions que l'on nomme couramment processus de biodégradation ou transformations microbiennes ou métaboliques. D'après Champ et coll. (1979), les principaux facteurs de la prolifération microbienne et des fonctions enzymatiques sont la température des eaux souterraines, les conditions redox et la disponibilité de substances nutritives.

Mécanismes de réaction des composés organiques

Peu importe l'influence de l'activité microbienne, tous les mécanismes de réaction des substances organiques appartiennent à l'un ou plusieurs des quatre types de réaction suivants (Sykes, 1981) : à substitution, élimination, addition et réarrangement. Les transformations des composés organiques halogénés se font essentiellement par des réactions de substitution et d'élimination.

La transformation classique d'un halogénure d'alkyle en alcool s'effectue par substitution de l'halogène (Hal) par l'ion hydroxyle (OH^-) :

$$OH^- + R\text{-}Hal \rightarrow HO\text{-}R + Hal. \qquad (2.7)$$

où R représente le groupe alkyle. Étant donné que l'ion hydroxyle est un nucléophile ou donneur d'une paire d'électrons et si, comme cela arrive fréquemment, la vitesse de la réaction est fonction de la concentration des deux réactifs (OH^- et R-Hal), alors ce mécanisme est une substitution nucléophile bimoléculaire, S_N2. Dans les cas où la vitesse de cette réaction ne dépend que de la concentration d'un des réactifs (R-Hal), elle sera classée S_N1.

La réaction d'élimination classique, autre mécanisme par lequel les halogénures organiques peuvent subir une déshalogénation faisant ainsi passer en solution l'ion halogénure inorganique (Hal^-), est celle de l'élimination induite par une base, d'halogénure d'hydrogène provenant d'halogénures d'alkyle, en particulier des bromures d'alkyle, de façon à produire un alcène et un ion halogénure libre (Sykes, 1981, chapitre 9) :

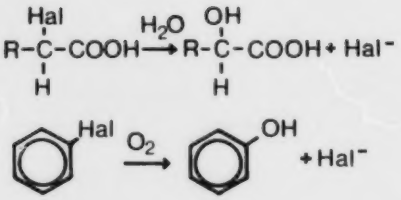
$$RCH_2CH_2Br \xrightarrow{-OH} RCH = CH_2 + H_2O + Br^- \qquad (2.8)$$

Cette réaction, parce que sa vitesse est contrôlée par la concentration de la base et du substrat

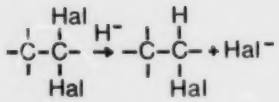
$$\text{vitesse} = k[RCH_2CH_2Br][-OH] \qquad (2.9)$$

où k est la constante de la vitesse; elle est classée E2 (élimination, bimoléculaire). Étant donné que la base est nucléophile, la réaction E2 s'accompagne souvent d'une réaction S_N2.

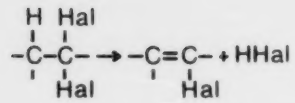
Bien que la chimie organique physique permette d'interpréter les processus de transformation environnementaux, les spécialistes de chimie environnementale



DÉSHALOGÉNATION HYDROLYTIQUE DE COMPOSÉS ALIPHATIQUES (S_N2 AVEC OH^-) ET DE COMPOSÉS AROMATIQUES (S_NAr)



DÉSHALOGÉNATION RÉDUCTRICE (S_N2)



DÉSHYDROHALOGÉNATION (E2 AVEC OH^-)

Figure 8. **Réactions importantes lors de la transformation des polluants organiques (d'après Hill, 1978).**

préfèrent généralement décrire les transformations de composés halogénés en termes de trois principaux mécanismes de réaction, l'hydrolyse, la déshydrohalogénation et la déshalogénation réductive (p. ex. Hill, 1978; Tinsley, 1979). La figure 8 illustre ces mécanismes de réaction qui peuvent dépendre ou non de micro-organismes.

Hydrolyse (transformation abiotique)

Mabey et coll. (1983) ont montré que plusieurs alcanes polyhalogénés qui présentent un intérêt sur le plan environnemental subissent une hydrolyse induite par OH^- et produisent par déshydrohalogénation un alcène et un HHal. Plusieurs autres composés subissent ce processus E2, notamment les trihalométhanes (Mabey et Mill, 1978), le pesticide 1,2-dibromo-3-chloropropane (Burlinson et coll., 1982) et un certain nombre d'éthanes chlorés (Walraevens et coll., 1974). À pH 7, les vitesses de réaction sont cependant faibles. La méthode de quantification de ces vitesses qui suit est tirée de Mabey et Mill (1978).

Pour l'hydrolyse du composé RX, soit le déplacement du X par OH^- au site réactif

$$RX + H_2O \rightarrow ROH + HX \qquad (2.10)$$

l'équation de vitesse est la suivante :

$$d(RX)/dt = k_h[RX] = k_b[OH^-][RX] + k_a[H^+][RX] + k_n[H_2O][RX] \qquad (2.11)$$

où k_b, k_a et k_n sont des constantes de vitesse d'ordre deux pour les processus de catalysation par une base, par un acide et pour les processus neutres, respectivement, et où k_h est une constante de vitesse de pseudo-ordre un pour un pH donné. Si les vitesses individuelles pour les hydrolyses acides, basiques et neutres sont d'ordre un par rapport aux substrats, RX, alors

$$k_h = k_b[OH^-] + k_a[H^+] + k_n \qquad (2.12)$$

De plus, parce qu'aucune réaction d'hydrolyse activée par un acide n'est connue pour les alcanes halogénés (Mabey et coll., 1983)

$$k_h = k_b[OH^-] + k_n \quad (T \text{ constant}) \qquad (2.13)$$

à un pH (ou pOH) déterminé, le processus de vitesse globale est du pseudo-ordre un et la demi-vie du substrat RX est donc indépendante de sa concentration

$$t_{1/2} = 0.693/k_h \qquad (2.14)$$

Les vitesses d'hydrolyse et les demi-vies de plusieurs composés halogénés sont données dans le tableau 5; les persistances et les vitesses valent pour une température de 25°C et un pH 7. Selon Mabey et Mill (1978), à 14 °C, les demi-vies seraient de 130 % plus longues.

Ce ne sont pas toutes les réactions d'hydrolyse qui impliquent une déshydrohalogénation E2. En effet, Walraevens et coll. (1974) ont montré que le monochloroéthane, le 1,1-dichloroéthane et le 1,1,1-trichloroéthane

Tableau 5. Vitesse d'hydrolyse et demi-vie des composés halogénés

Composé	Constantes de vitesse (1/s) à un pH 7 et 25°C			$t_{1/2}$	Références
	k_n	$k_b[OH^-]$	k_h		
CH_2Cl_2	3.2×10^{-11}	2.1×10^{-15}	3.2×10^{-11}	704 ans	Mabey et Mill (1978)
$CHCl_3$	–	6.9×10^{-12} •	6.9×10^{-12} •	3500 ans	Mabey et Mill (1978)
$CHBr_3$	–	3.2×10^{-11} •	3.2×10^{-11} •	686 ans	Mabey et Mill (1978)
CCl_4	–	4.8×10^{-7} †	4.8×10^{-7} †	7000 ans	Mabey et Mill (1978)
$1,1,1\text{-}C_2H_3Cl_3$	3.4×10^{-8}	–	–	8 mois	Mabey et coll. (1983)
$1,2\text{-}C_2H_4Cl_2$	4×10^{-10}	–	–	55 ans (pH 5)	Mabey et coll. (1983)

• On suppose $k_h = k_b[OH^-]$.

† L'hydrolyse est une réaction d'ordre 2 dans le CCl_4 (k_h : litre/mole × seconde); $t_{1/2}$ est la valeur instantanée à 1 ppm.

subissent de lentes réactions de substitution (probablement S_N2). Cependant, le 1,2-dichloroéthane s'hydrolyse à la fois par élimination E2 et substitution S_N2.

Notons que des variations des conditions expérimentales peuvent entraîner des produits de réaction différents (c'est-à-dire E et S_N; March, 1977, p. 914-917). Par exemple, la substitution S_N2 du 1,1,1-trichloroéthane (IIITCEA) signalée par Walraevens et coll. (1974) doit produire du 1,1-dichloro-1-éthanol. Au contraire, McConnell et coll. (1975) ont noté que la déshydrohalogénation du IIITCEA dans l'eau de mer à 10 °C et à pH 8 produit du 1,1-dichloroéthane dont $t_{1/2}$ = 9 mois. De plus, Mabey et coll. (1983) ont montré qu'à 25 °C, seul de l'acide acétique (CH_3COOH) et des ions chlorures ont été produits par l'hydrolyse du IIITCEA. La valeur de $t_{1/2}$ concorde cependant et tous ces chercheurs sont d'accord pour dire que les constantes de vitesse sont indépendantes du pH.

Finalement, il est intéressant de noter que les nucléophiles autres que OH^- sont capables de réagir avec des halogénures d'alkyles par des réactions de substitution. Schwarzenbach et coll. (1983) ont montré qu'à un pH 8 et un $[H_2S]_{TOT} \sim 5 \times 10^{-5}$ M (~2 ppm H_2S total) des composés organiques soufrés volatiles, par exemple les alkylmercaptans, peuvent être formés par la substitution de Br^- par HS^-. Des composés de soufre de ce type ont été identifiés sous un réservoir ayant des pertes d'eaux usées dans une station chimique en Suisse et pourraient bien être produits là où des conditions anaérobies causent une importante réduction des sulfates en présence d'halogénures d'alkyle.

Biodégradation

Des études récentes de la transformation microbienne des polluants organiques communs des eaux souterraines indiqueraient que l'environnement redox (oxydation-réduction) est très important. En admettant que la température des eaux souterraines et les concentrations de substances nutritives dissoutes permettent la croissance microbienne et l'action enzymatique (Champ et coll., 1979), il est probable que les composés aromatiques subiront une biodégradation dans des conditions oxiques (aérobies) alors que les composés aliphatiques halogénés ne seront biotransformés que dans des environnements anoxiques (McCarty et coll., 1984). Le tableau 6 résume le potentiel de biodégradation de divers polluants organiques pour des environnements redox différents.

Il y a probablement de l'eau oxygénée souterraine dans la zone d'alimentation des aquifères granulaires (Champ et coll., 1979; Jackson et Patterson, 1982) et, à l'occasion, en profondeur dans les systèmes d'écoulement d'eau souterraine (Winograd et Robertson, 1982). Dans des environnements oxiques, les hydrocarbures aromatiques, notamment le benzène, le toluène, les phénols, les chlorobenzènes et les chlorophénols, subiront probablement une biotransformation (Wood, 1982; Wilson et McNabb, 1983; Bouwer, 1983). Dans des conditions anoxiques, s'il n'y a pas d'oxygène dans l'anneau aromatique ou dans un substituant de l'anneau (par exemple, OH^-, COOH), alors l'ouverture de l'anneau (c'est-à-dire la biodégradation) est peu probable (Bouwer et McCarty, 1983b). Lors d'études en laboratoire récentes avec des colonnes contenant des pellicules biologiques, une variété de chlorobenzènes (~ 10 ppb ou parties par milliard chacun) ont été cométabolisés avec l'acétate (1 ppm) dans des conditions aérobies, mais jamais dans des conditions méthatogènes (Bouwer, 1983); Bouwer et McCarty, 1983b). Selon Marinucci et Bartha (1979), les trichlorobenzènes ne se biodégradent pas en milieu anaérobie.

Des études sur le terrain sur les hydrocarbures aromatiques, effectuées par le U.S. Geological Survey et EAWAG (Institut fédéral du contrôle de la pollution des eaux et des ressources en eau, Dubendorf, Suisse) ont produit des données conformes aux énoncés précédents. Ehrlich et coll. (1982) ont montré que les composés phénoliques subissent une biodégradation anaérobie dans les eaux souterraines qui contiennent 2 à 20 mg/L de CH_4; étant donné que les phénols comportent des groupes ^-OH,

Tableau 6. Mise en évidence de la transformation des contaminants organiques volatiles dans diverses conditions redox.

Composé	Aérobie ($E_H > 0.4$ V)	Dénitrification ($0.4 \text{ V} < E_H < 0.01$ V)	Méthanogone ($E_H < .0.0$ V)
Halométhanes			
$CHCl_3$	I F	I F'	P F'
$CHBr_3$	I	P F'	P F'
CCl_4	I	P F'	P F'
BDCM	I	P F'	P F'
DBCM	I	P F'	P F'
Éthanes et éthènes halogénés			
1,2-DCEA	I	N.D.	P
1,3-DBEA	I	I	P
Tri-CEE	N.D. F	N.D.	P
1,1,1-CEA	I F	I	P
Tetra CEE	I F	N.D.	P
1,1,2,2-CEA	I	N.D.	P
Chlorobenzènes			
Chlorobenzène	P	I	I
1,2-DCB	P	I	I
1,3-DCB	P	I	I
1,4-DCB	P F	I	I
1,2,4-TCB	P	I	I

P – Transformation probable.
I – Transformation improbable.
F – Probabilité ou improbabilité étayée par des observations sur le terrain.
F' – Étayé par des observations sur le terrain, mais malgré un environnement redox anaérobie, la valeur de E_H n'est pas connue.
N.D. – aucune donnée.

cette observation confirmerait la conclusion de Bouwer et McCarty (1983b) au sujet de l'importance des groupes fonctionnels contenant de l'oxygène dans la biotransformation anoxique des composés aromatiques. Schwarzenbach et coll. (1983) ont observé la biotransformation de composés aromatiques alkylés et halogénés en milieu oxique mais ont remarqué que le 1,4-dichlorobenzène ne semblait pas être biotransformé lors des périodes de dénitrification dans l'aquifère.

Lorsque l'oxygène moléculaire disponible dans les eaux souterraines a été réduit, les réactions d'oxydo-réduction entraînent la réduction successive des nitrates, du manganèse et des oxydes de fer, puis des sulfates et du dioxyde de carbone dissous (Champ et coll., 1979; Jackson et Patterson, 1982). Les milieux de dénitrification sont donc fortement réducteurs par rapport aux environnements où survient la réduction des sulfates et la production du méthane par fermentation. En milieu réducteur, les réactions de déshalogénation et de déshydrohalogénation réductrices biodégradent les composés aliphatiques halogénés, dont le cas le plus connu est la biotransformation du DDT en TDE par la déchloration réductrice et du DDT en DDE par déshydrohalogénation (Hill, 1978). Selon Esaac et Matsumura (1980), la vitesse de biotransformation du DDT serait directement lié au «potentiel redox du sol».

Des études en laboratoire ont permis de montrer que les composés aliphatiques halogènes subissent une déshalogénation anaérobie dont les mécanismes sont semblables à ceux qui régissent la dégradation du DDT. Bouwer et McCarty (1983a,b) ont montré que le tétrachlorure de carbone et trois trihalométhanes bromés se sont dégradés, après une période d'acclimatation, en présence de bactéries de dénitrification; de plus, le chloroforme, le tétrachlorure de carbone et le 1,2-dichloroéthane ont été presque totalement transformés en CO_2 par oxydation biologique en milieu méthanogène. Ils ont également prouvé la déchloration réductrice du tétrachloroéthylène et du 1,1,2,2-tétrachloroéthane en milieu méthanogène. Parsons et coll. (1984) ont également rapporté la déchloration réductrice des composés aliphatiques chlorés en laboratoire reproduisant des conditions anaérobies. De même, plusieurs pesticides aliphatiques halogènes, notamment le dibromure d'éthylène et le 1,2-dibromochloropropane, subissent une déshalogénation réductrice (Castro et Belser, 1968), bien qu'une réaction de déshydrohalogénation puisse être responsable de l'élimination du deuxième atome d'halogène (Hill, 1978).

Les résultats des travaux sur le terrain en Europe et en Californie sont conformes aux conclusions précitées. La biotransformation des trihalométhanes ($t_{1/2}$:3-6 semaines) et des éthanes et éthènes chlorés ($t_{1/2}$:5-9 mois)

a été observée dans un aquifère anoxique dans lequel se déversaient des eaux usées municipales traitées (Bouwer, 1983). Piet et Zoeteman (1980) ont également rapporté que les trihalométhanes (20 à 100 ppb sont «éliminés» en milieu anoxique durant leur passage à travers des dunes. Cependant, Schwarzenbach et coll. (1983) ont conclu que le chloroforme, le 1,1,1-trichloroéthane, le trichloroéthène et le tétrachloroéthène persistaient en milieu oxique et anoxique (saisonnier) lors de l'infiltration d'eau de rivière dans un aquifère alluvial.

Un nombre de plus en plus important de travaux indiquent donc qu'en conditions oxiques, des composés aromatiques seront biotransformés, mais que les halogénures aliphatiques ne le seront pas; alors qu'en milieu anoxique, les composés aliphatiques halogénés et les seuls composés aromatiques comportant des groupes fonctionnels oxygénés peuvent subir une biodégradation. Étant donné cependant que l'on comprend mal les contraintes régissant la transformation microbienne de ces composés, dues à la température des eaux souterraines, la disponibilité de substances nutritives, la période d'acclimatation et les conditions redox, la prévision des processus de biotransformation *in situ* demeure incertaine.

DANGERS POUR LA SANTÉ

On sait qu'un grand nombre des composés organiques enfouis à la décharge contrôlée de Gloucester (tableau 2) sont des causes certaines ou probables de problèmes de santé. Le benzène, par exemple, est un agent cancérogène humain et a été associé à des flux menstruels prolongés, alors que plusieurs éthanes et éthènes chlorés (éthylènes) ont été déclarés substances cancérogènes pour les animaux (CEQ, 1981). L'Organisation mondiale de la santé (OMS) n'a proposé des normes pour l'eau potable que pour un petit nombre de produits chimiques organiques, identifiés comme présentant des risques pour la santé (tableau 7).

Bien que les normes recommandées pour l'eau potable soient une indication du danger potentiel d'une substance donnée, par exemple 100 ppb pour le benzène, 200 ppb pour le cyanure, 1000 ppb pour le cuivre, elles ne permettent pas d'évaluer le danger de boire de l'eau qui renferme cette substance. Une méthode a été élaborée pour le compte du CEQ (Council of Environmental Quality, Washington, D.C., U.S.A.), qui permet de calculer, bien que très approximativement, ce danger, d'après des observations effectuées lors 1) d'études sur l'exposition à ces substances en milieu de travail, 2) d'études épidémiologiques des populations qui boivent des eaux chlorées et 3) d'études en laboratoire sur certains agents chimiques cancérogènes (CEQ, 1981).

La colonne de droite du tableau 7 présente les limites de confiance supérieures du risque d'un cancer associées à la consommation d'eau potable, pour une personne pesant 70 kg et consommant 2 L d'eau par jour, contenant 1 ppb d'un composé organique donnée. Le risque pour les humains a été obtenu en convertissant, en fonction de la superficie corporelle, celui pour les animaux. Le risque associé à la consommation de 1 ppb de benzène au cours d'une vie est donc de 4.4×10^{-6}, c'est-à-dire, si un million de personnes consomaient de l'eau contenant 1 ppb de benzène durant leur vie, 4.4 d'entre elles auraient un

Tableau 7. Mise en évidence du caractère carcinogène, directives pour l'eau potable et risques de cancer pour certains produits organiques toxiques enfouis à la décharge de Gloucester

Produit chimique	Caractère carcinogène*	Directives pour l'eau potable† (µg/L)	Risques de cancer‡
Benzène	H	10	4.4×10^{-6}
Tétrachlorure de carbone	A	3	1.9×10^{-6}
Chloroforme	A	30	4.1×10^{-6}
1,1-Dichloroéthane	S.A.	–	1.5×10^{-4}
1,2-Dichloroéthane	A	10	1.0×10^{-6}
1,1-Dichloroéthylène	N.T.	0.3	–
Lindane	A	3	1.3×10^{-5}
Tétrachloroéthylène	A	10	9.3×10^{-7}
Trichloroéthylène	A	30	3.0×10^{-7}

*H – carcinogène humain confirmé, A – carcinogène animal confirmé, SA – carcinogène animal probable, NT – pas encore de bioessais sur les animaux. Source : CEQ (1981).

† Directives proposées et dans certains cas, directives provisoires sur l'eau potable de l'OMS, 1984. N.B. Les directives de 1978 sur la qualité des eaux potables canadiennes recommandaient 4 µg/L de lindane et 350 µg/L de trihalométhanes.

‡ Limite de confiance statistique supérieure estimée (95 %) du risque de cancer lié à la consommation pendant toute une vie d'eau contenant 1 ppb de la substance chimique donnée. Source : CEQ (1981).

cancer à un moment ou à un autre de leur vie par cette seule cause. En supposant un rapport dose-incidence linéaire, il est possible de multiplier le risque causé par une dose de 1 ppb sur une vie par la concentration moyenne du produit chimique contenu dans les eaux souterraines de façon à obtenir une évaluation de la limite de confiance supérieure pour la concentration moyenne. Si l'on suppose de plus que les risques pour chacune des substances chimiques s'additionnent, le risque net d'avoir un cancer par suite de la consommation d'eau contaminée, peut se calculer en ajoutant les risques liés à la consommation de chacune des substances chimiques.

Le CEQ (1981, p. 70) a utilisé cette méthode à plusieurs étapes pour évaluer les risques potentiels d'un cancer dans toute une vie, dû aux eaux souterraines contaminées au New Jersey (230 ppb de benzène, 400 ppb de CCl_4 et 1500 ppb de trichloroéthène), et a évalué ce risque à 2.59×10^{-3}, soit environ 1 pour 400. Cette valeur dépasse de beaucoup celle généralement considérée acceptable par les États-Unis et les organismes fédéraux, soit 10^{-6} ou 1 pour 1 million. Une évaluation du risque associé à la consommation d'eau souterraine contaminée en provenance de la décharge contrôlée de Gloucester est donnée au chapitre 5.

Hydrostratigraphie

INTRODUCTION

L'interprétation hydrostratigraphique du site de Gloucester s'est améliorée durant l'étude à mesure que de nouveaux renseignements étaient disponibles. Dans bien des cas, ces dernières données ont non seulement ajouté à l'interprétation mais ont indiqué qu'il était nécessaire de réinterpréter certaines des observations précédentes.

La première étude hydrostratigraphique a été effectuée à ce site par Gartner, Lee Associates (1978), une deuxième étude, comprenant le forage de huit trous et le prélèvement d'échantillons à l'aide d'un carottier fendu longitudinalement à des intervalles de 1.5 m ou 3 m, a été effectuée par French et Rust (1981). Les données ont révélé des rapports très variables entre la stratigraphie et la sédimentologie. Les chercheurs ont réalisé que toute interprétation devrait être faite avec précaution étant donné 1) que des contacts importants pourraient avoir été omis, 2) l'absence de fossiles et 3) que la méthode d'échantillonnage a fourni bien peu d'informations sur les structures sédimentaires. D'après ces auteurs, la majeure partie des sédiments sont des dépôts de cônes de déjection associés à des eskers subaquatiques. Seule une unité de toute la série serait d'origine marine et plusieurs strates représenteraient des écoulements de masse.

J. Bahr, de la Geologic Testing Consultants Ltd. (GTC), a effectué une interprétation hydrostratigraphique détaillée à trois dimensions des dépôts non consolidés du site d'après les données disponibles en 1982; cette interprétation comporte non seulement des renseignements sur la géologie du site, mais également des données sur la chimie de l'eau et les propriétés hydrauliques. La plus récente interprétation par l'INRH intègre de nouvelles données stratigraphiques obtenues dans le cadre d'un programme de forage effectué en 1983.

Durant l'examen du site, des études de migration des contaminants et de modélisation hydraulique ont été effectuées et dans chacun des cas, l'interprétation hydrostratigraphique la plus récente a été utilisée. Puisque le modèle hydrostratigraphique de la GTC a été beaucoup utilisée, les détails de son interprétation, ainsi que de la réinterprétation la plus récente de l'INRH, seront présentés dans les sections suivantes.

LE MODÈLE HYDROSTRATIGRAPHIQUE DE LA GTC

Cadre régional

La décharge contrôlée de Gloucester est située sur le flanc est d'une crête de sable et de gravier orientée nord-ouest - sud-ouest, au sud de l'aéroport international d'Ottawa. D'après plusieurs cartes publiées, cette crête est formée de matériaux fluvio-glaciaires (Gadd, 1963; Richard, 1976). D'après Rust et Romanelli (1975) et Rust (1977), cette crête serait composée de matériaux alluvionnaires subaquatiques déposés près du front glaciaire, mais sous la base des vagues de la mer de Champlain et/ou d'un lac de barrage glaciaire antérieur. D'après la carte la plus récente de la géologie superficielle de la région d'Ottawa, publiée par la Commission géologique du Canada (Belanger et Harrison, 1980), les dépôts superficiels situés à l'est de la crête comportent des faciès littoraux et sublittoraux de la mer de Champlain. Les sédiments de la crête et de son voisinage ont probablement été remaniés durant le retrait de la mer de Champlain.

Fondement de l'interprétation

La figure 9 représente un bloc diagramme qui illustre une interprétation hydrostratigraphique des environs de la zone de déchets spéciaux. La base des blocs représente le niveau de référence situé à 68 m au-dessus du niveau moyen de la mer et le tracé du diagramme n'est pas exagéré verticalement.

L'identification et la corrélation des sédiments et de leurs liens stratigraphiques nécessitaient une synthèse des données disponibles. En effet, des rapports détaillés de forage exploratoire n'étaient disponibles que pour un nombre limité d'endroits; des échantillons de sédiments récupérés lors de l'installation de piézomètres ont fourni des renseignements supplémentaires et permis de vérifier les rapports de sondage. Plusieurs trous d'exploration ont été excavés au-dessus de la surface de saturation et ont permis d'examiner les structures sédimentaires de l'unité supérieure.

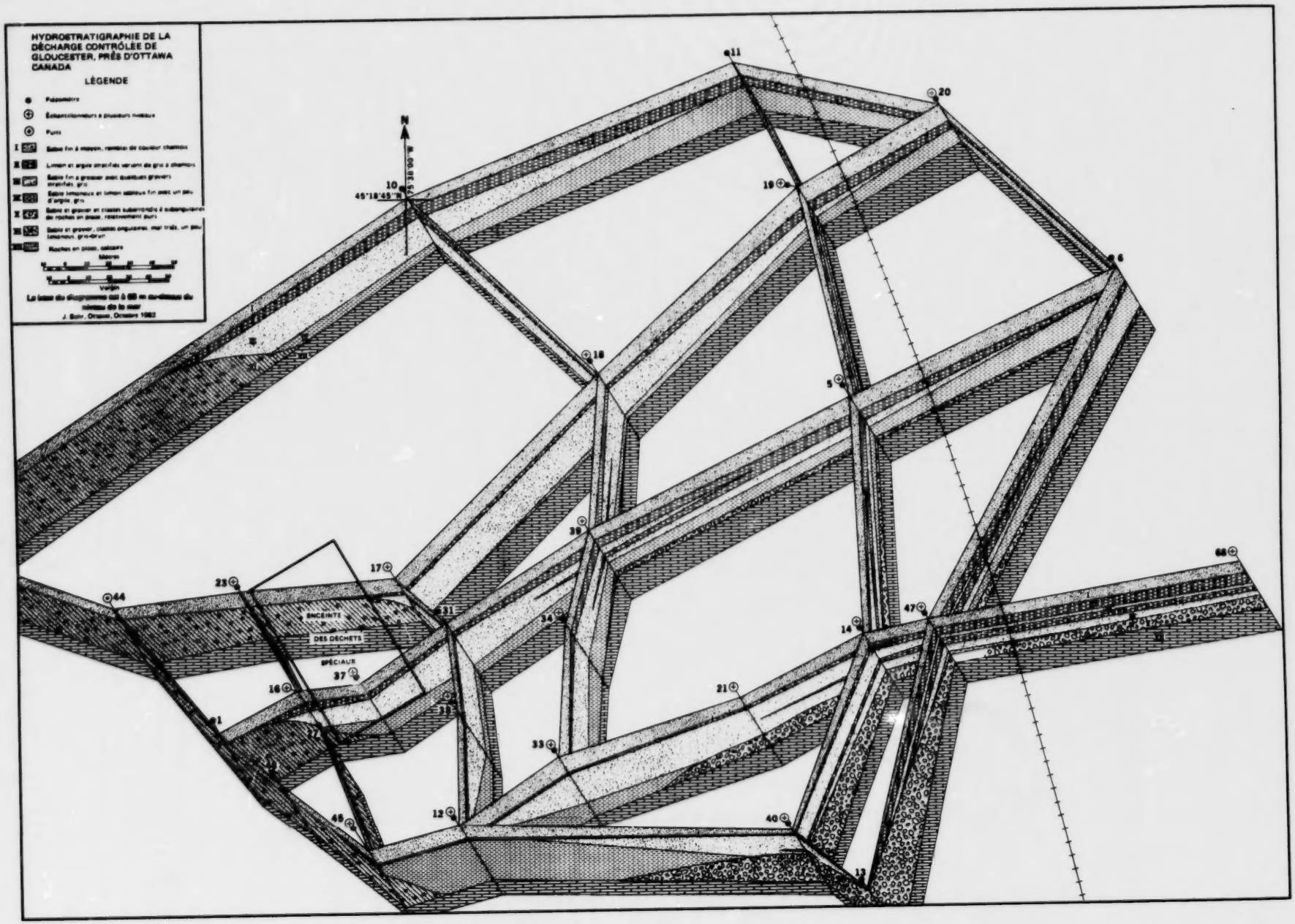


Figure 9 Diagramme de l'hydrostratigraphie de Gloucester par J. Bahr (GTC, 1983).

Finalement, les conductivités hydrauliques relatives de sédiments à diverses profondeurs ont été évaluées dans le cadre d'un programme d'échantillonnage pour la qualité de l'eau effectué à l'été et l'automne de 1982. À plusieurs endroits pour lesquels des coupes et des échantillons de sondage fournissent des renseignements stratigraphiques fiables, les débits relatifs aux points d'échantillonnage dans un dispositif à plusieurs niveaux pourraient être liés à la nature des sédiments. En effet, aux points d'échantillonnage situés dans les unités de sable et de gravier, l'eau a jailli plus rapidement, pour une vitesse de pompe donnée, qu'aux points situés dans des zones d'argile ou de limon. En fait, certains points situés dans des unités de limon ou d'argile n'ont fourni pratiquement pas d'eau, même lorsqu'une pompe péristaltique fonctionnait à pleine capacité. Cette corrélation entre le débit et la nature du sédiment a été utilisée pour déduire l'hydrostratigraphie aux points situés à plusieurs niveaux et pour lesquels des données sur la nature des sédiments n'avaient pas été recueillies lors du forage. La figure 10 indique l'emplacement des piézomètres et des dispositifs à plusieurs niveaux.

En novembre 1982 et avril 1983, treize autre séries de forages ont été effectués pour l'intallation de dispositifs à plusieurs niveaux et de piézomètres près de la zone de déchets spéciaux adjacente à la décharge contrôlée ainsi qu'aux extrémités du chemin Quinn et de l'avenue Delzotto. Le forage a été effectué avec précaution afin de pouvoir récupérer les carottes et obtenir ainsi d'autres données hydrostratigraphiques. Les sédiments provenant du carottier fendu longitudinalement à 67M, immédiatement au sud de la zone de déchets spéciaux, étaient conforme à l'interprétation hydrostratigraphique au voisinage des dispositifs à plusieurs niveaux 37M, 38M et 12M. Les sédiments observés lors du forage de 68M et 68P à l'extrémité de l'avenue Delzotto concordaient avec la stratigraphie déduite au voisinage de 14M et 47M. Le bloc diagramme a été étendu vers l'ouest pour inclure le trou 68M. Les sites de contrôle

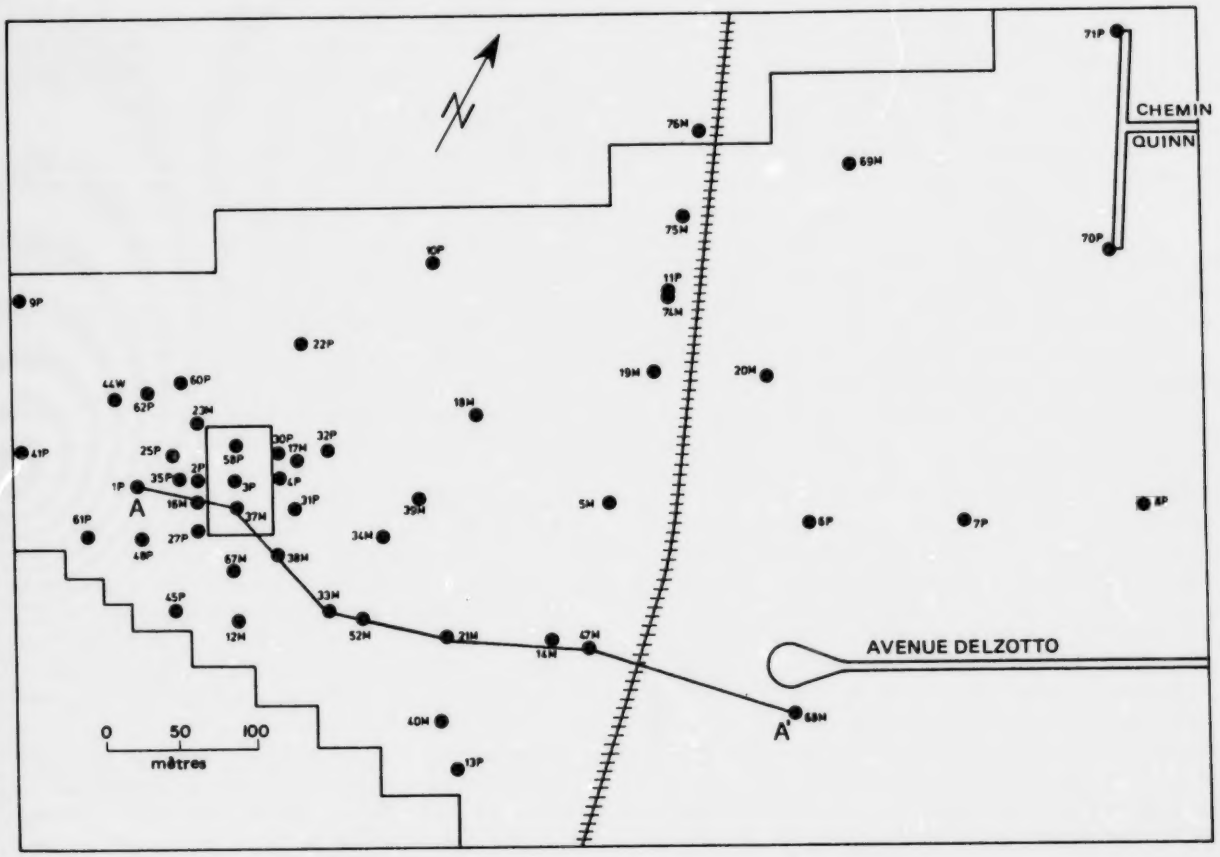


Figure 10. Emplacements des échantillonneurs à plusieurs niveaux (M) et des piézomètres (P).

69M, 70P et 71P, à l'extrémité du chemin Quinn, étaient trop éloignés des autres sites de contrôle pour être inclus dans le bloc diagramme, mais, là également, la stratigraphie observée lors du forage et du carottage concordait également avec l'extension nord-est des coupes transversales des trous 11P et 20M. Les piézomètres 73P et 74P situés au nord de la décharge contrôlée, ont traversé des unités hydrostratigraphiques déjà identifiées plus au sud.

Les sept unités, y compris la roche en place, ont été déterminées principalement d'après leurs caractéristiques hydrauliques, c'est-à-dire leur capacité d'emmagasiner et de transmettre de l'eau, étant donné que ces priorités sont directement liées à la migration des contaminants. Une seule unité hydrostratigraphique peut comporter plusieurs unités sédimentaires à origines très différentes. Néanmoins, les unités hydrostratigraphiques identifiées au site de Gloucester semblent former une série de strates cohérentes qui peut être caractérisée à la fois d'après ses propriétés hydrauliques et sa nature sédimentaire.

Milieu de sédimentation

Les dépôts au voisinage de la décharge contrôlée de Gloucester devraient être considérés dans le contexte de leur environnement supposé d'accumulation. La figure 11 présente un modèle d'environnement alluvionnaire subaquatique généralisé (d'après Reading, 1978). Une succession de tills non stratifiés et stratifiés est située près du front glaciaire; une partie des sédiments fins contenus dans l'eau douce de fonte du glacier migre vers le haut, en même temps que l'eau douce à cause des différences de densité entre l'eau douce et l'eau salée, dans les cas où le glacier se termine dans la mer plutôt que dans un lac d'eau douce. Les limons et les argiles se déposent éventuellement dans la zone d'eau calme loin du front du glacier. Les sables et certains sédiments plus grossiers peuvent être transportés sous forme de sous-écoulement à forte densité à une bonne distance du front du glacier, notamment aux embouchures des chenaux situés à la base de la calotte glaciaire. D'après les modèles proposés par Rust et Romanelli (1975) et Cheel (1982), ces chenaux produisent des cônes de déjection associés à des eskers subaquatiques, orientés approximativement dans la direction de recueil du glacier. Rust et Romanelli (1975) ont également émis l'hypothèse que des chenaux pro-glaciaires multiples qui déposent des matériaux au front du glacier, ainsi qu'un recul régulier du glacier, produiraient une série de formes linéaires parallèles au front qui formeraient une crête morainique. Ces auteurs ont proposé un modèle de front glaciaire en gradin pour expliquer la combinaison, apparemment contradictoire, d'un faciès interne de crête asymétrique, qui suggère un front stationnaire, avec une orientation plus conforme au paléo-courant et à la direction du recul du front. La figure 12 présente trois modèles d'accumulation de crêtes alluvionnaires subaquatiques (d'après Rust et Romanelli, 1975).

Unités hydrostratigraphiques

Les sept unités présentées dans la figure 9 ont été définies en fonction de ces modèles d'accumulation.

Unité VII

À la décharge contrôlée de Gloucester, l'unité hydrostratigraphique de base est la roche-mère, un calcaire ordovicien de la formation Oxford dans lequel sont forgés les puits privés des résidents du chemin Quinn et de l'avenue Delzotto. Les données sur ces puits recueillies par le ministère de l'Environnement de l'Ontario révèlent que les zones productrices sont situées à des profondeurs d'environ 7 m à 20 m sous la surface de la roche en place et doivent probablement leur conductivité élevée à la présence de fractures ou de cavités de dissolution. Une carotte de roche en place, prélevée à 14P-3, révèle qu'à cet endroit le calcaire au voisinage du contact avec les sédiments non consolidés est gris, dur et non altéré; en effet, il ne présente aucun signe de fractures ou de cavités de dissolution. D'autres forages, effectués par Gartner, Lee Associates (1978), auraient atteint la surface de la roche en place. La résistance rencontrée par la tarière au fond des trous 67M, 68M, 69M, 70P1, 71P3, 72P1 et 78P2, indique la présence de la roche en place. Malgré tout, la topographie de la roche en place n'a pu être déduite des rapports de forage pour la plus grande partie du terrain illustrée sur le bloc diagramme.

L'INRH a entrepris, à l'été de 1982, un relevé de la résistivité superficielle dont un des buts était de déterminer la profondeur de la roche en place sous l'enceinte des déchets spéciaux à Gloucester. Les résultats de ce relevé montrent que la profondeur de la roche en place diminue rapidement en direction de l'est; l'épaisseur des matériaux de surface, évaluée à partir des mesures de résistivité, n'est que de 8 m à des emplacements situés à 750 m environ au nord-est du trou 68M. Ce chiffre concorde avec les rapports de sondage qui indiquent que la roche en place est à une profondeur de 6 m dans la même région. Malheureusement, tous les résultats du relevé ne sont pas aussi convaincants et indiquent, en général, que sous la décharge et plus au sud, la topographie de la roche est très irrégulière. À 14P-3, l'altitude connue de la roche en place est de 77.2 m au-dessus du niveau moyen des mers, alors qu'à environ 6 m au nord-ouest, l'altitude, déterminée par des mesures de résistivité, n'est que de 52.9 m. Cela voudrait donc dire que la surface de la roche en place plonge à environ 40°, ce qui apparaît irréaliste pour une zone où, selon les rapports de sondage, la surface de la roche en place

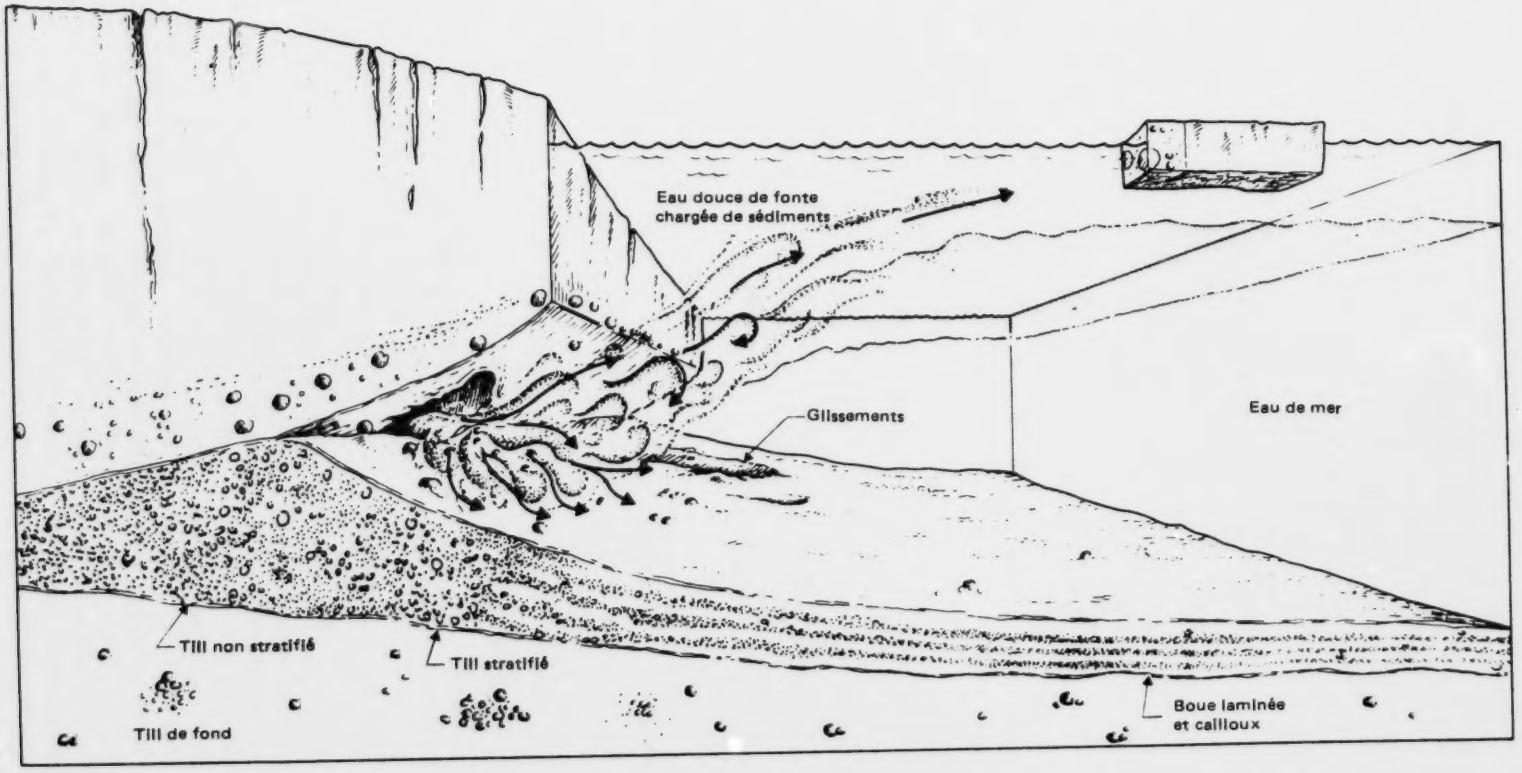


Figure 11. Modèle hypothétique de la sédimentation glaciomarine (d'après Reading, 1978).

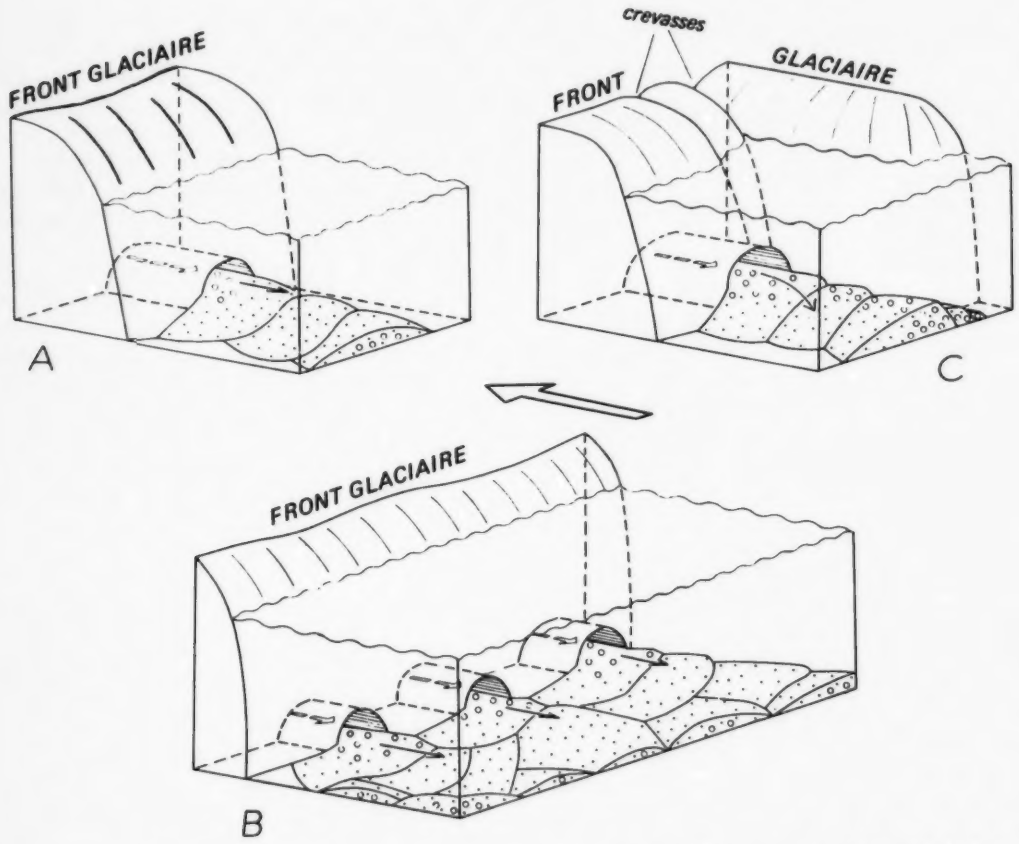


Figure 12. **Trois modèles pour les alluvions subaquatiques dans des crêtes à des fronts glaciaires (tirés de Rust et Romanelli, 1975).**

est relativement régulière. Vu le caractère anormal de ces résultats, l'utilité, pour ce site, de la méthode des résistivités pour l'exploration de la roche en place peut être mise en doute; les profondeurs de la roche en place illustrée sur le bloc diagramme sont donc très approximatives.

La roche en place de calcaire en profondeur peut être considérée en fait comme une base à faible perméabilité pour les unités supérieures de calcaire altéré et de sédiments superficiels. Un calcaire ou une dolomie non altéré et non fracturé a généralement une conductivité hydraulique inférieure à 10^{-7} m/s (Freeze et Cherry, 1979), ce qui est inférieur de plusieurs ordres de grandeur aux conductivités hydrauliques estimées des unités non consolidées en contact avec la roche en place qui servent d'aquifère au site de Gloucester. Il se pourrait bien que la portion supérieure du calcaire ait été altérée et forme donc une zone plus perméable dont la conductivité hydraulique est de plusieurs ordres de grandeur supérieure à celle d'un calcaire ou d'une dolomie intacts.

Unité VI

Deux unités de sédiments à grains grossiers reposent sur la roche en place. Nous avons appelé unité VI celle qui est située dans la portion ouest de la zone illustrée sur le bloc diagramme et qui se compose de sables et de graviers mal triés. Cette unité est située à la bordure de l'expression superficielle de la crête d'alluvions et pourrait être représentative du faciès central des dépôts de la crête. D'après French et Rust (1981), qui ont effectué un forage dans la région qui recouvre cette unité, les fragments de roches détritiques peuvent avoir des diamètres supérieurs à 3 cm. D'après le diagramme du puits 26W et des échantillons des piézomètres 45P et 48P, cette unité contient des particules fines limoneuses mal triées ce qui pourrait être le reflet d'une accumulation près du front du glacier (unité proximale) sous forme d'un cône de déjection associé à un esker ou d'un dépôt morainique près d'un front glaciaire stationnaire. La figure 13 présente une courbe représentative de la granulométrie.

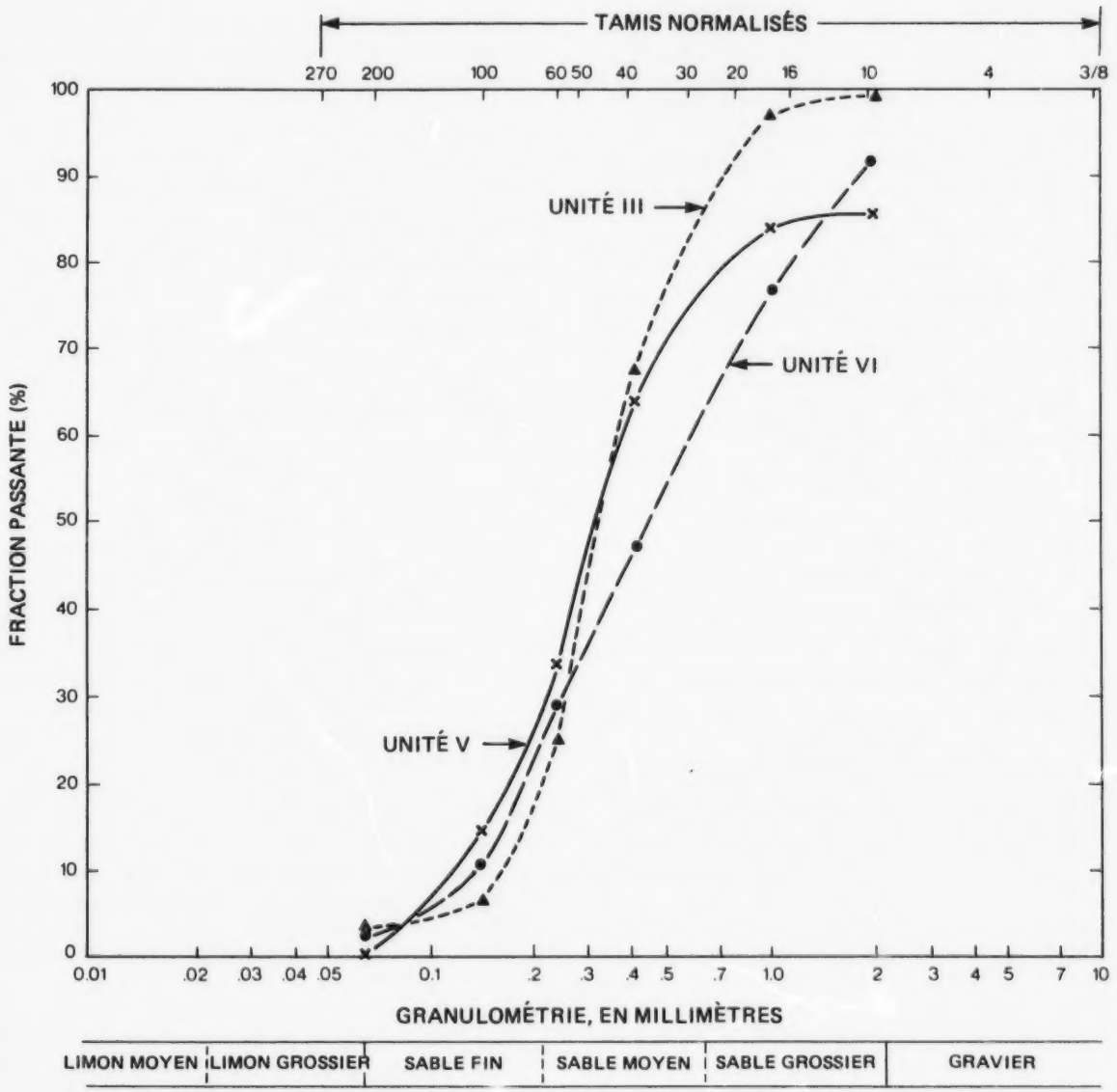


Figure 13. Courbes granulométriques des unités III, V, VI.

Vue la présence de particules limoneuses fines, la conductivité hydraulique de cette unité serait normalement un peu plus faible que celle d'une unité contenant uniquement du sable ou du gravier. Des essais ponctuels dans les piézomètres 48P-1 et 48P-2 ont permis de déterminer les conductivités hydrauliques, qui varient de 2.9×10^{-5} à 1×10^{-4} m/s.

L'unité VI se termine de façon abrupte au voisinage de l'unité de déchets spéciaux; l'unité plonge également vers l'est au contact avec les unités IV et III au nord et au sud de la zone de déchets spéciaux. En réalité, ce contact serait probablement une transition entre des dépôts, qui vont de faiblement stratifiés à stratifiés, déposés à une plus grande distance du front du glacier et/ou de l'axe de la crête.

Unité V

La deuxième unité à grains grossiers au contact avec la roche en place et composée de sables qui vont de moyens à grossiers et de graviers contenant des cailloux (voir la

granulométrie, figure 13), est située dans la portion sud-est du bloc du diagramme. Des échantillons qui proviennent des bases des piézomètres 40P et 47P contiennent très peu de particules fines, montrant ainsi que les matériaux de l'unité V sont mieux triés que ceux de l'unité VI. Les échantillons prélevés dans un trou situé près de 39M, au voisinage de la zone probable de contact avec la roche en place, contiennent une grande quantité de fragments de calcaire, indice de la provenance locale d'une partie, tout au moins, du dépôt. L'unité s'amincit rapidement en direction de l'est et passe à plus de 10 m au trou 40 M à moins de 1 m dans les trous 7 et 8 forés par Gartner, Lee Associates (1978) au nord de l'avenue Delzotto. Cependant, cette unité s'étendrait vers le nord au moins jusqu'à l'hippodrome (figure 4) à l'ouest du chemin Quinn, vu la présence de 2 m de gravier et de cailloux à la base du trou 69M où ont également été observées des particules fines de limon et d'argile. Ces particules fines pourraient provenir de l'unité de gravier ou de l'épaisse unité à granulométrie fine située immédiatement au-dessus. À ses limites nord et ouest, cette unité pourrait être simplement une mince couche de débris de roche en place. Il semble cependant probable que là où elle est la plus épaisse, l'unité V constitue une crête d'alluvions plus ancienne, remaniée après le recul des glaciers et avant d'être enfouie sous des sédiments plus fins.

Quatre essais ponctuels, effectués dans le trou 47P-1 ont indiqué, pour cette unité, une conductivité hydraulique moyenne calculée de 8.1×10^{-5} m/s. Des calculs faits à partir de données de deux essais à long terme de pompage ont donné des conductivités hydrauliques variant entre 1.3×10^{-4} et 1.2×10^{-3} m/s.

Unité IV

Un mélange dense de sable limoneux et de limon sableux à granulométrie fine, contenant de minces couches d'argile, est situé au-dessus de portions de la roche en place et au-dessus ou au voisinage des unités V et VI. Des échantillons de cette unité prélevés à l'aide d'un carottier fendu longitudinalement, provenant des trous 67M et 69M, indiquent une stratification horizontale ou une structure massive fine. À 67M, une série épaisse de 0.5 m et composée de matériaux qui sont de plus en plus fins en direction de la surface et vont des graviers aux sables fins, a été observée dans la partie supérieure de l'unité. Cette unité représenterait une portion à granulométrie fine du faciès stratigraphique déposé en eau moyennement profonde à une distance intermédiaire du front du glacier (voir le modèle de sédimentation glaciomarine présenté dans la figure 11). Un cône de déjection subaquatique associé à un esker, qui s'étend en direction opposée à l'inlandsis, devrait normalement présenter un faciès distal à granulométrie fine, produit par l'action conjointe de la décantation des particules de la taille des argiles ou des limons contenues dans la colonne d'eau, et du transport au fond, peu rapide, des sédiments alluvionnaires fins.

Ces sédiments fins sont en fait une unité hydrostratigraphique qui recouvre une grande partie de l'unité V et certaines portions de l'unité VI, et sépare l'unité III de la roche en place sous-jacente. L'épaisseur de l'unité IV varie de quelques mètres près du trou 18M à plus de 10 m au sud et du côté est de la voie de chemin de fer. Un essai ponctuel, effectué dans le trou du piézomètre 45P-2 qui pénètre cette unité, a donné une conductivité hydraulique de 5×10^{-6} m/s. Des échantillonneurs à plusieurs niveaux à 12M et 45M dans cette unité n'ont pas produit d'eau.

Unité III

L'unité III est composée de lits de sable et de gravier stratifiés qui présentent, par endroit, des séries de matériaux qui vont des plus grossiers à la base aux plus fins en surface. Les matrices varient de limoneuse à argileuse, tandis que d'autres lits contiennent très peu de particules fines; voir par exemple, la courbe illustrant la granulométrie de la figure 13. L'unité III se transforme probablement progressivement en unité VI à l'ouest, alors qu'à l'est, elle s'intercale probablement avec les limons et les argiles de l'unité II. Les sédiments de l'unité III, composant un faciès distal d'un cône de déjection associé à un esker, ont peut-être été déposés périodiquement durant les moments de fort écoulement du chenal situé sous le glacier. La quantité de matières fines contenues dans la matrice pourrait refléter le degré de brassage avec les matériaux contenus dans la colonne d'eau qui se déposent, et pourrait donc être un indicateur de la vitesse de transport et d'accumulation du matériel grossier.

Cette unité atteint son épaisseur maximale d'environ 16 m au voisinage des trous de sondage 33 et 31, à l'est et au sud-est de l'enceinte des déchets spéciaux. Plus à l'est, l'unité s'amincit rapidement et, près de la voies de chemin de fer, elle s'entremèle avec les unités II et IV à granulométrie plus fine. Sur le plan hydraulique, l'unité III est associée à l'unité V, dans les zones où l'unité inférieure encaissante est absente, et à l'unité VI à son extrémité ouest. Une série d'essais de pompage au puits 49M ont révélé une conductivité hydraulique moyenne de 3.1×10^{-4} m/s dans cette unité. Pour leur part, les essais ponctuels ont révélé des conductivités hydrauliques de l'ordre de 10^{-5} à 10^{-4} m/s. La variation de la conductivité hydraulique serait donc très importante dans cette unité, étant donné l'importante variation des conductivités avec la profondeur déduite des essais ponctuels, ainsi que du régime complexe de la migration des contaminants déduite

à partir des mesures de concentrations des composés organiques contenus dans l'eau à l'aide d'échantillonneurs à plusieurs niveaux.

Unité II

L'unité II est la principale couche imperméable pour la plus grande partie des aquifères inférieurs. Composée de limons et d'argiles, cette unité est la moins perméable des dépôts non consolidés. Étant donné qu'elle recouvre les unités III, IV et V et certaines portions de l'unité VI, elle a probablement été produite par une lente décantation des sédiments contenus dans la colonne d'eau en milieu marin ou lacustre. Cette accumulation s'est produite après le recul de l'inlandsis à partir de la position qu'il occupait durant la formation des crêtes de matériaux alluvionnaires.

L'unité II est absente de la portion ouest du site, peut-être a-t-elle été érodée sous l'action des vagues durant la retraite de la mer de Champlain. Cette unité est également absente au voisinage du trou 13P, dans la zone d'épaisseur maximale de l'unité V. Dans ces zones où l'unité supérieure imperméable est absente, les niveaux d'eau dans les piézomètres ne varient pas en fonction de la profondeur comme cela est le cas dans la plus grande partie de la région. Certaines tranchées creusées sous la surface de saturation ont pu atteindre l'unité II par endroits. L'épaisseur des limons et des argiles serait inférieure à un mètre du dispositif d'échantillonnage à plusieurs niveaux 33M, mais pourrait atteindre 5 m près des trous 39M et 5M. Les points d'échantillonnage à plusieurs niveaux présentent de très faibles taux de production dans cette unité, et l'eau ainsi produite, le cas échéant, est limoneuse.

Unité I

L'unité I, illustrée sur le bloc diagramme, représente les accumulations superficielles de toute la région. Cette unité comporte, en plus des sables fins à grossiers, composantes de sédiments les plus récents du site, plusieurs mètres d'un mélange d'ordures ménagères et de sol. Des sédiments marins ont été observés dans une zone irrégulière de limons sableux exposés dans une tranchée pratiquée dans les sédiments supérieurs excavés près du trou 48P. Rust (1977) décrit des blocs fossilifères semblables qui sont exposés dans la crête de Stittsville, un autre dépôt subaquatique de sédiments alluvionnaires de la région d'Ottawa. Il attribue ces blocs et les lits déformés de sable fin avoisinant à l'action du chevauchement glaciaire lors d'une récurrence tardive de l'inlandsis dans la mer de Champlain. D'après Gadd (1978), la déformation des strates fossilifères dans la région de South Gloucester ne peut être attribuée à la présence de glaciers actifs, mais doit être liée à la période de formation des hauts-fonds de la mer de Champlain. Mais, quelque soit la nature de la déformation, la présence de coquillages dans l'unité I témoigne d'une sédimentation en milieu marin. Le remaniement, par des processus géologiques, par l'enfouissement ou par des activités agricoles, pourrait avoir modifié la structure et la perméabilité de cette unité.

Les sédiments supérieurs sont saturés sous une profondeur de plusieurs mètres et forment une nappe aquifère superficielle, contaminée par suite de l'enfouissement de déchets municipaux et de substances chimiques dans la zone de déchets spéciaux. Deux essais de pompage, effectués dans le trou 28W, qui pénètre cette unité, ont révélé une conductivité hydraulique très faible de l'ordre de 5×10^{-7} m/s. Un essai ponctuel effectués dans le piézomètre 30P-6, qui atteindrait la base de l'unité I, indique une conductivité légèrement supérieure, soit 6.1×10^{-6} m/s, qui est cependant de deux ordres de grandeur inférieure à celle des autres unités aquifères; le transport des contaminants pourrait donc être beaucoup plus lent dans la nappe aquifère superficielle que dans la nappe captive.

Coupe transversale A-A'

La figure 14 illustre un bloc du modèle hydrostratigraphique de GTC; soit dans ce cas, la coupe transversale au long de laquelle les contaminants contenus dans l'enceinte des déchets spéciaux semblent avoir migré.

RÉINTERPRÉTATION HYDROSTRATIGRAPHIQUE DE L'INRH

À l'été de 1983, quatre échantillonneurs à plusieurs niveaux, deux piézomètres profonds et deux puits forés dans la roche en place ont été mis en place sur le site (voir les sites exacts à la figure 15). Sur les sites d'échantillonneurs à plusieurs niveaux, de nombreux échantillons de sédiments ont été prélevés à l'aide de carottiers fendus longitudinalement et de carottiers et ont été analysés (les coupes géologiques obtenues sont illustrées dans l'annexe A).

L'examen des sédiments et des carottes, l'évaluation des conditions durant le forage et une consultation avec N. Catto de l'université d'Alberta ont montré que l'interprétation hydrostratigraphique du site devrait être revue. La coupe transversale de la figure 16 illustre la nouvelle interprétation, basée sur cinq unités stratigraphiques.

L'unité A, la roche en place, est présente à des profondeurs qui varient entre 25 m et 30 m approximativement. L'examen des déblais de forage des puits de la roche en place indique qu'il s'agit principalement de calcaire gris (dolomie?) foncé interstratifié avec du calcaire argileux

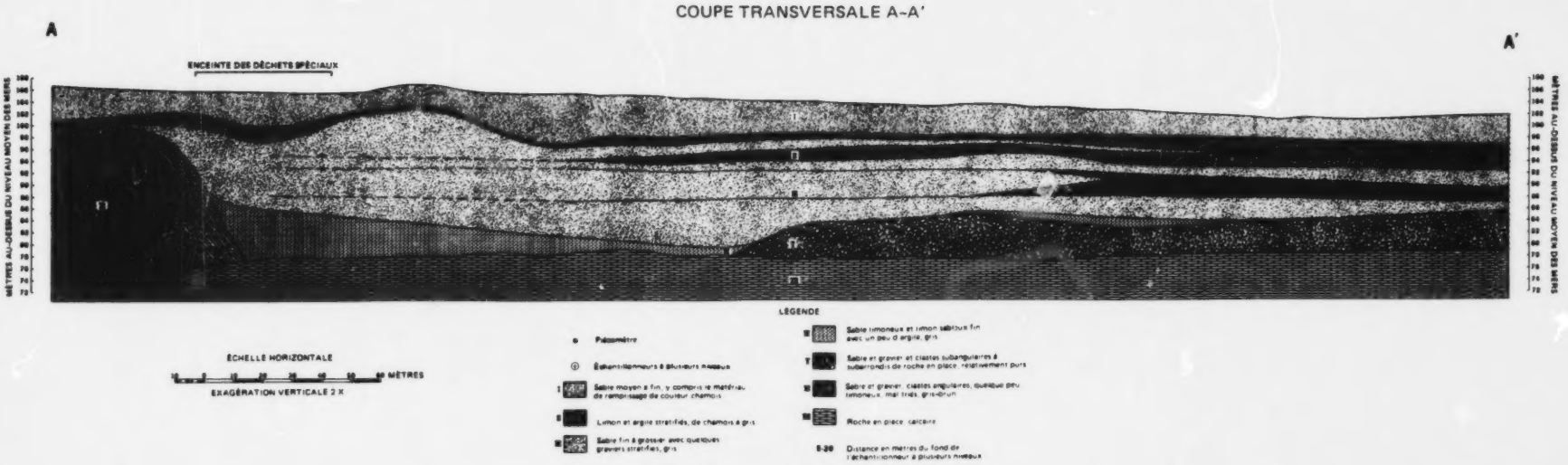


Figure 14. Coupe transversale A–A′ du modèle hydrostratigraphique de la GTC.

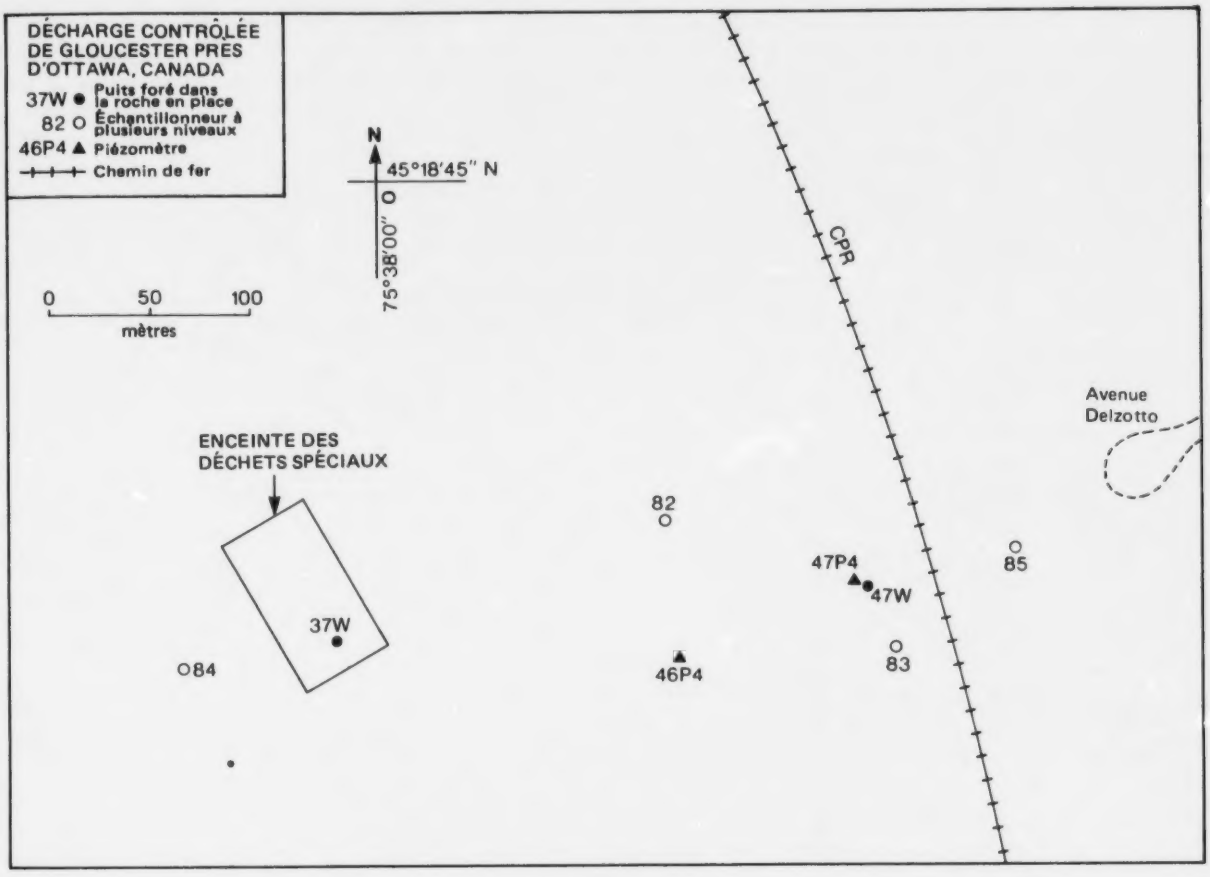


Figure 15. Emplacements des instruments hydrogéologiques intallés en 1983.

gris. Des fractures ouvertes et des cavités sont présentes dans une épaisseur de 7 m ou plus de la couche supérieure de la roche en place.

À plusieurs endroits, jusqu'à 2 m de matériaux denses et grossiers (unité B) ont été observés au-dessus du contact avec la roche en place. Cette unité discontinue serait un till basal. Les essais de pompage dans les piézomètres équipés d'un grillage à la hauteur de cette unité ont indiqué une perméabilité relativement faible qui correspond au faible tri des matériaux caractéristiques des tills.

L'unité C, qui repose sur du till ou de la roche en place, est une épaisse série (qui atteint 25 m) de limon, de sable et de gravier faiblement triés interstratifiés et imbriqués les uns dans les autres. Cette unité complexe ferait partie de cônes de déjection subaquatiques coalescents associés à des eskers, qui se sont formés sous l'eau stagnante voisine du front du glacier (Rust et Romanelli, 1975). L'apport de sédiments s'est probablement effectué le long d'un axe principal orienté parallèlement à la crête régionale nord-ouest-sud-est qui borne le site au sud et à l'ouest. Les graviers, généralement très mal triés, sont le reflet d'une assimilation rapide et peut-être, dans certains cas, d'un écoulement de masse. Les strates à granulométrie plus fine de la série représentent le faciès distal des cônes de déjection ou les derniers stades d'accumulation d'afflux périodiques de sédiments. La présence de séries graduées dans les carottes à 82M montre bien que la sédimentation s'est faite de façon épisodique. Vu la complexité de la série, il est difficile de procéder à d'autres subdivisions ou corrélations des strates individuelles. En général, cependant, la proportion de gravier décroit dans la partie supérieure de l'unité ainsi qu'en direction du nord et de l'est à partir de la crête orientée nord-ouest-sud-est.

La transition entre les unités C et D est marquée par une diminution graduelle de la proportion de couches à granulométrie grossière. Dans l'unité D, la plupart des

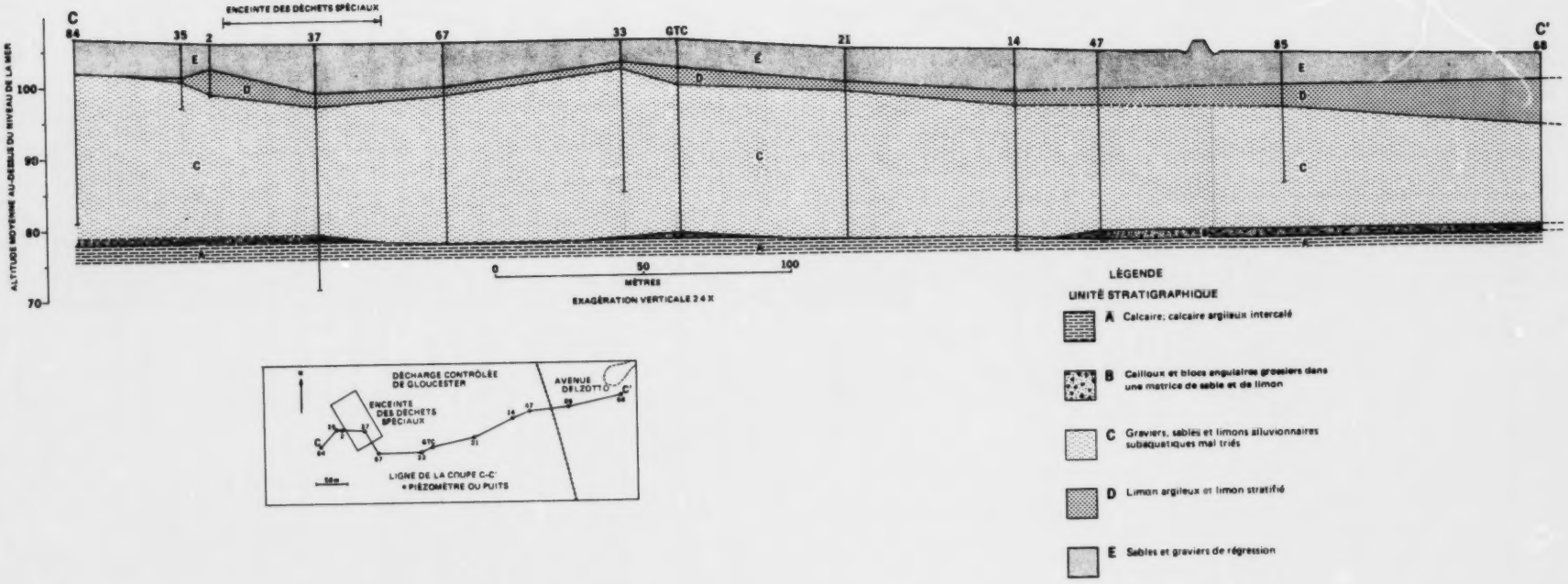


Figure 16. Coupe transversale C-C′ de l'INRH.

strates sont composées de limons argileux et de limons qui ont été déposés après le recul du front du glacier, lorsque la mer était encore relativement profonde. La présence de larges blocs disséminés dans les matériaux fins résulte probablement du transport par les glaces.

L'unité E, qui peut atteindre 10 m d'épaisseur, représente le faciès de régression de la mer de Champlain. La taille des sédiments va des sables fins aux graviers, mais en général les matériaux grossiers prédominent dans les portions sud et ouest de la région près de la crête d'orientation nord-ouest-sud-est. Les graviers grossiers situés près de la crête seraient des résidus de déflation, résulat de l'altération des strates sous-jacentes près de la rive de la mer. Dans la partie ouest du site, l'unité D finit en pointe probablement à cause de l'érosion lors de la régression de la ligne de rivage. À cet endroit, la formation de l'unité est probablement très irrégulière.

Système d'écoulement des eaux souterraines

PROPRIÉTÉS HYDROGÉOLOGIQUES DES MATÉRIAUX D'UN AQUIFÈRE

Sédiments superficiels

Les principaux paramètres hydrauliques qui décrivent le système d'écoulement des eaux souterraines, soit la conductivité hydraulique (K), la transmissivité (T) et la capacité d'emmagasinement (S), ont été déterminés par une série d'essais piézométriques simples (essais ponctuels) et d'essais de pompage de courte et de longue durée.

Les essais ponctuels ont été utilisés afin de déterminer les conductivités hydrauliques *in situ* du milieu poreux au voisinage du piézomètre. Il s'agissait d'injecter (ou de pomper) un volume connu d'eau dans le piézomètre et d'observer le retour de la nappe au niveau initial en fonction du temps. Pour un piézomètre à pointe unique, la méthode mise au point par Hvorslev (1951) donne l'interprétation la plus simple possible des données obtenues. Cette méthode a été utilisée pour déterminer les conductivités hydrauliques dans toutes les unités hydrostratigraphiques du site. Le tableau 8 donne une liste des conductivités hydrauliques moyennes pour chacune des unités, déterminées à partir de 100 essais dans 33 piézomètres. On trouvera dans l'annexe B les conductivités hydrauliques calculées pour chacun des essais avec chacun des piézomètres.

Tableau 8. Résultats des essais de réponse de piézomètres simples

Unité stratigraphique	Nombre de piézomètres	Nombre d'essais	K moyen (m/s)
E	4	11	4.1×10^{-5}
D	4	9	7.9×10^{-6}
C	24	80	1.1×10^{-4}

L'aquifère de matériaux alluvionnaires (unité C) a une conductivité hydraulique moyenne d'environ 1.1×10^{-4} m/s (tableau 8), ce qui correspond à une couche composée uniquement de sable. Cette unité est complexe sur les plans stratigraphiques et sédimentologiques et présente donc une gamme importante de valeurs. En général, les essais ont révélé, pour l'unité C, une augmentation de la conductivité hydraulique en fonction de la profondeur, résultat probable d'une diminution vers le haut de la proportion de matériaux alluvionnaires grossiers.

L'unité D a une conductivité hydraulique moyenne d'environ 8×10^{-6} m/s, ce qui est typique des sables limoneux ou des limons. Étant donné que cette valeur est supérieure à deux ordres de grandeur inférieure à celle pour l'unité C, l'unité D devrait agir comme véritable couche encaissante (aquitard). L'unité E, composée de matériaux superficiels associés à une régression, comporte une nappe aquifère superficielle et a une conductivité hydraulique d'environ 4×10^{-5} m/s, ce qui correspond à celle d'un sable limoneux.

Les essais de pompage sont particulièrement utiles pour déterminer les conductivités hydrauliques, les transmissivités et les capacités d'emmagasinage moyen pour des volumes relativement importants de l'aquifère. Il s'agit de pomper l'eau d'un puits pendant une certaine période et de surveiller les niveaux d'eau dans un certain nombre de piézomètres adjacents. À mesure que la hauteur de rabattement augmente sous l'effet du pompage, les piézomètres situés plus loin sont touchés à leur tour.

Au site de Gloucester, un certain nombre d'essais de pompage de courte et de longue durée ont été effectués à l'été de 1982. Les essais de courte durée (1 à 2 h) ont permis de déterminer les propriétés hydrauliques locales d'un aquifère (K, T, S) tandis que les essais de longue durée (8 à 12 h) ont été utilisés également pour déterminer ces mêmes propriétés hydrauliques, ainsi que pour délimiter les effets de limite et évaluer la continuité de la couche encaissante (unité D).

Tous les essais de pompage effectués dans l'aquifère de matériaux alluvionnaires ont été centrés sur le puits 49W, grillagé entre 14.9 m et 21 m de profondeur. Pour les essais de pompage de longue durée, des observations irrégulières ont été effectuées avec 36 piézomètres, alors que pour les essais de courte durée, seuls les quelques piézomètres adjacents ont fait l'objet de mesures, mais plus fréquemment. La figure 17 montre l'emplacement des piézomètres en plan, et la figure 18, en coupe transversale.

La vitesse de débit obtenue lors de ces essais variait de 1.8×10^{-3} à 2.3×10^{-3} m/s (23 à 30 gal/min). L'eau ainsi pompée était dirigée dans un puits contenant des matériaux sorbants situés dans le coin nord-est de l'enceinte des déchets spéciaux, à 150 m de 49W.

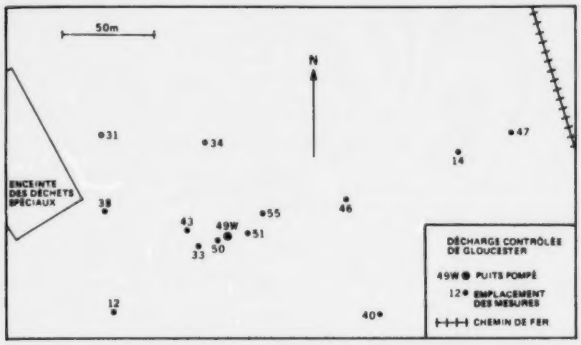


Figure 17. **Vue en plan de la partie sud de la décharge, emplacement des moniteurs utilisés lors des séries d'essais de pompage.**

Les hauteurs de rabattement obtenues dans chacun des piézomètres lors des essais ont été analysées à l'aide de deux méthodes à l'ajustement de la courbe de type log-log, dite méthode de Theis et la courbe semi-logarithmique ou méthode de Jacob (voir Freeze et Cherry, 1979, pour une description de ces deux méthodes). Les figures 19 et 20 présentent respectivement des exemples des méthodes de Theis et de Jacob pour l'analyse des données du piézomètre 45P-1. Dans les cas où les données s'éloignaient de la courbe de Theis, les valeurs de transmissivité et de capacité d'emmagasinement n'ont pas été calculées.

Le tableau 9 présente les valeurs moyennes de la transmissivité, de la capacité d'emmagasinement de l'aquifère et de la conductivité hydraulique de l'unité C calculée à partir des résultats obtenus lors des essais de pompage effectués avec 23 piézomètres. Les conductivités hydrauliques ont été déterminées en divisant la transmissivité par l'épaisseur moyenne estimée de l'unité C. Les valeurs calculées de T, S et K pour chacun des piézomètres sont données dans l'annexe C.

Les valeurs élevées de la transmissivité et de la capacité d'emmagasinement montrent que l'aquifère de matériaux alluvionnaires est une unité très productrice à grande capacité. Les conductivités hydrauliques calculées pour l'unité C (6.0×10^{-5} à 1.7×10^{-3}) sont semblables à celles calculées à partir des résultats des essais des piézomètres uniques. Pour certaines des portions inférieures de l'unité C, les valeurs des essais de pompage sont plus élevées que celles des essais ponctuels, probablement à cause de la présence de limites de transition qui font que les valeurs de conductivité hydraulique représentent la moyenne des valeurs de plusieurs strates.

En plus des méthodes temps-hauteur de rabattement d'analyse des données pour chacun des piézomètres, la transmissivité, la capacité d'emmagasinement et la conductivité hydraulique peuvent également être calculées à partir de courbes distance-hauteur de rabattement. La figure 21 illustre cette méthode dans le cas d'un essai de pompage de longue durée à 49W à partir des hauteurs de rabattement obtenues pour les piézomètres 51P, 55P, 46P et 47P situés à des distances radiales respectives de 10, 30, 70 et 165 m. Tous ces piézomètres pénètrent dans l'unité C et produisent des valeurs moyennes de transmissivité de 2.2×10^{-3} m^2/s, de capacité d'emmagasinement de 8.6×10^{-3} et de conductivité hydraulique de 1.6×10^{-4} m/s. Ces valeurs sont quelque peu plus faibles que celles déterminées à partir de piézomètres individuels (tableau 8).

Des essais de pompage de longue durée ont également été utilisés pour confirmer certains aspects de l'hydrostratigraphie, et pour comprendre notamment les effets de limites et déterminer la continuité de l'unité D. Des augmentations du taux de la vitesse de rabattement ont été observées dans la plupart des piézomètres après environ 6 h de pompage, ce qui indiquerait que la cône de dépression en expansion pénétrait des strates à perméabilité plus faible. L'effet relativement prononcé dans les piézomètres 12P-1 et 40P-2 est conforme aux données stratigraphiques qui indiquent que la série de matériaux alluvionnaires (unité C) se caractérise par une proportion beaucoup plus élevée que la moyenne de faciès à granulométrie fine à ces endroits. Une augmentation de la hauteur de rabattement dans certains piézomètres, par exemple 47P-1 et 47P-2, reflète probablement le fait qu'à cet endroit l'unité C s'amincit en direction de l'est et du nord.

Tableau 9. Résultats des essais de pompage de courte et de longue durée au puits 49W

Unité stratigraphique	Gamme de transmissivité (m^2/s)	Transmissivité moyenne (m^2/s)	Capacité d'emmagasinage moyenne	Conductivité hydraulique moyenne (m/s)	Gamme des conductivités hydrauliques (m/s)
C	1.2×10^{-3} -3.4×10^{-3}	9.4×10^{-3}	2.5×10^{-3}	4.9×10^{-4}	6.0×10^{-5} -1.7×10^{-3}

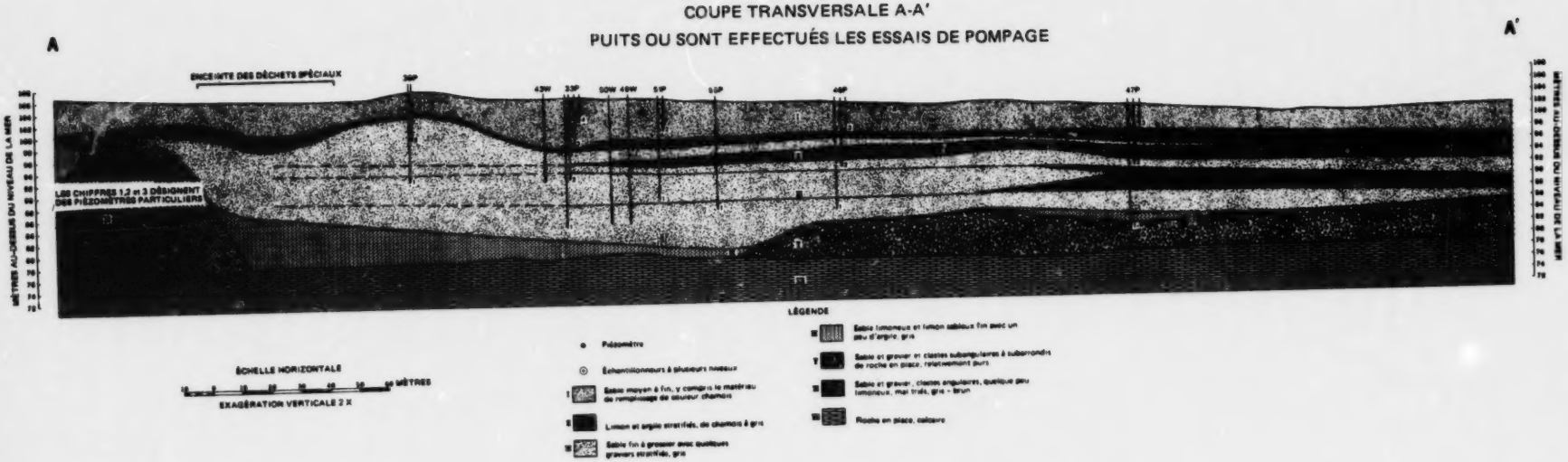


Figure 18. **Vue transversale, emplacement des moniteurs utilisés lors des essais de pompage.**

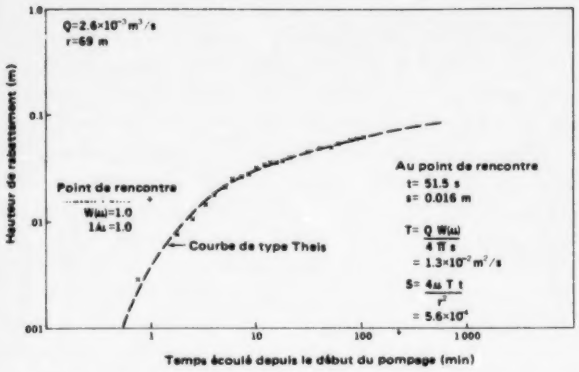


Figure 19. **Courbe Theis, analyse du temps par rapport à la hauteur de rabattement au piézomètre 45P-1.**

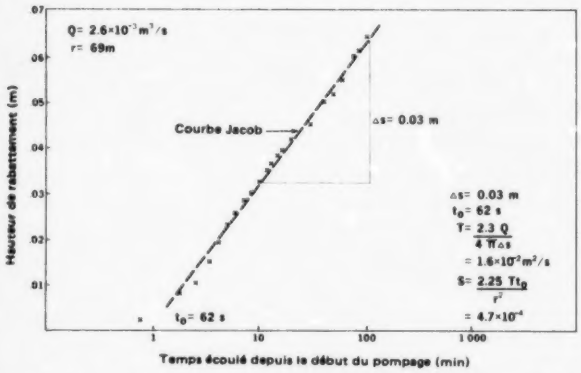


Figure 20. **Courbe Jacob, analyse du temps par rapport à la hauteur de rabattement au piézomètre 46P-1.**

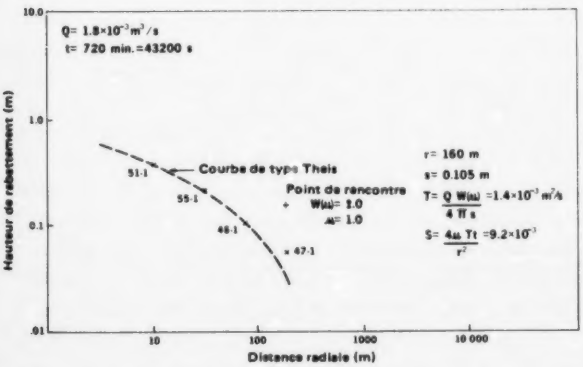


Figure 21. **Courbe Theis, analyse de la distance par rapport à la hauteur de rabattement le long de la coupe transversale C–C'.**

Les essais de production à la pompe ont également été utilisés pour déterminer la continuité et la perméabilité de l'unite D. Tous les piézomètres situés dans des trous où la surface de saturation était peu profonde au nord et à l'est du trou 49W n'ont pas répondu au pompage, même après 12 h de pompage. Dans cette zone, l'unité D semble continue et semble bien encaisser l'aquifère inférieur; au sud et à l'ouest, cela n'est probablement pas le cas. Les piézomètres les moins profonds aux trous 33P et 40P ont répondu immédiatement au pompage; bien que ces piézomètres puissent pénétrer la couche de limon, il semblerait que l'unité D s'amincit ou est discontinue dans cette zone.

Gartner, Lee Associates Ltd. (1978) a déterminé la porosité des matériaux aquifères de toutes les unités stratigraphiques et l'INRH, celle de l'unité C. L'aquifère de matériaux alluvionnaires a une porosité de 0.30 à 0.35 alors que l'aquifère supérieur a une porosité qui varie de 0.35 à 0.40. La couche encaissante (unité D) a une porosité d'environ 0.40 à 0.45.

Roche en place

Les puits 37P-3 et 47P-5 (sites 37W et 47W à la figure 15, respectivement) ont été forés à l'aide d'une foreuse rotative à injection de boue dans la roche en place calcaire. Un tubage de 10 cm (6 po) a été cimenté à environ 3 m dans la roche en place (figure 22). Les trous ont ensuite été forés sur une profondeur additionnelle de 3.5 m. Lors du forage, des zones productrices (là où une perte de boue semblait signifier la présence de fractures ou de joints) ont été rencontrées dans les deux trous. Au trou 37P-3, des fractures ont apparu près du fond du trou, alors que dans le trou 47P-5, la zone productrice était située à une faible profondeur dans la roche en place. Celle-ci a ensuite été colmatée avec du ciment avant de poursuivre le forage. Étant donné que les caractéristiques hydrauliques observées dans les trous 37P-3 et 47P-5 sont extrêmement différentes (le forage 37P-3 croise une zone fracturée très productrice, alors que le forage 47P-5 pénètre probablement de la roche presque complètement intacte, à fractures très serrées ou fermées, et donc à faible production), il a été nécessaire d'appliquer des techniques différentes dans chacun de ces trous. Dans le piézomètre 37P-3, le pompage a été effectué à 270 L/min et le temps de réponse des piézomètres surveillé pendant 3 h. Au piézomètre 47P-5, vu l'impossibilité de maintenir un pompage à cause de la faible production, un piézomètre installé dans le mort-terrain, le 47P-1, situé immédiatement au-dessus du 47P-5, a été pompé à un débit d'environ 22 L/min pendant 3.5 h et la réponse du piézomètre installé dans la roche en place a été observée. En plus des essais de pompage, le 47P-5 a également été soumis à un essais ponctuel (pompage rapide d'un grand volume d'eau et l'observation du temps nécessaire pour que le niveau d'eau atteigne le niveau initial).

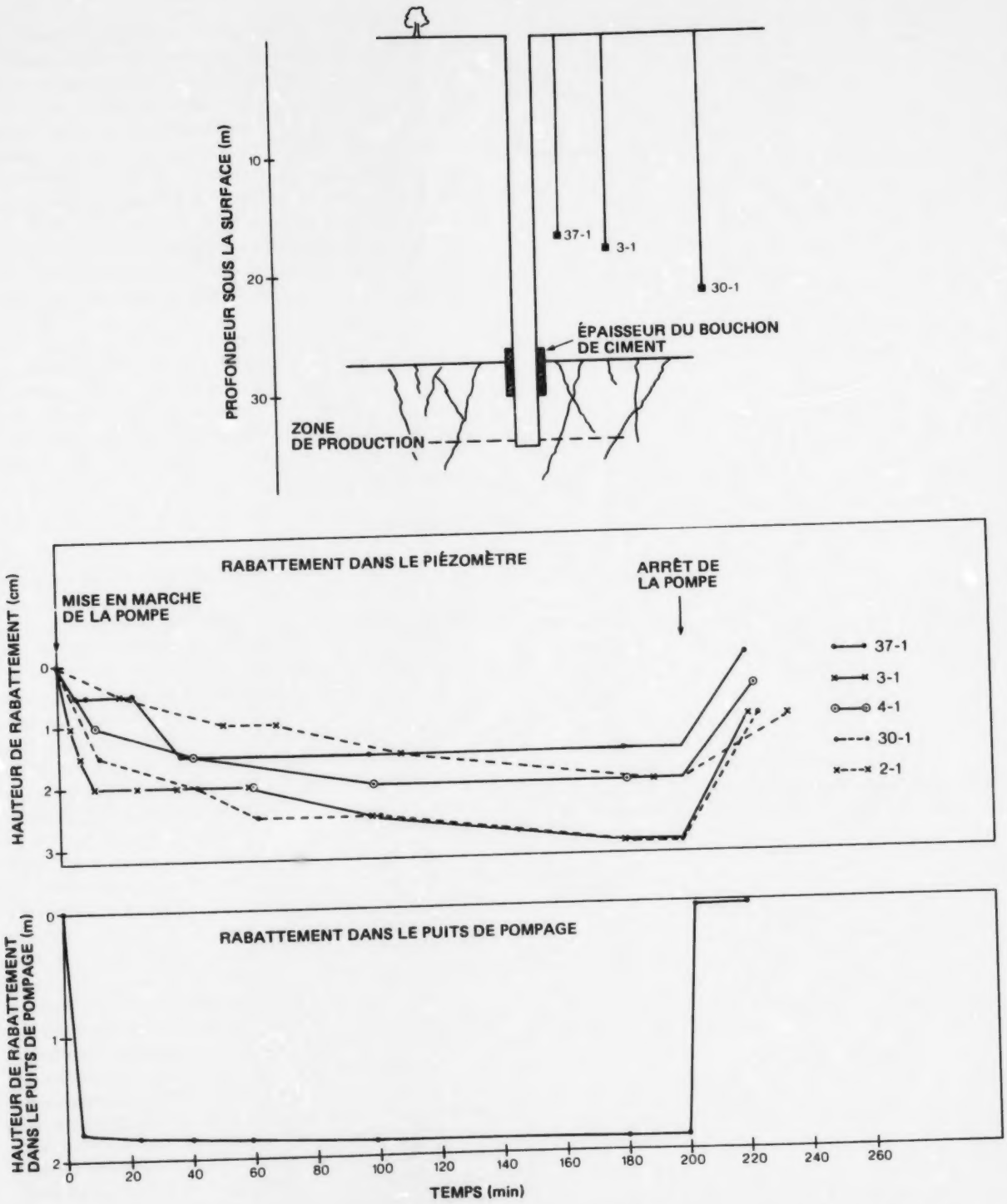


Figure 22. **Réponse hydraulique des piézomètres au pompage du puits foré dans la roche en place 37P-3 dans l'aquifère d'alluvions situé au-dessus. L'emplacement des grillages des piézomètres est montré dans l'encart.**

La figure 22 présente les résultats de l'essai de pompage à 37P-3. Un pompage de 270 L/min a entraîné une hauteur de rabattement d'environ 2 m au 37P-3. La plus grande partie du rabattement (1.8 m de hauteur) s'est produit dans les trois premières minutes du pompage alors que durant tout le reste de l'essai, la hauteur n'a diminué que de 20 cm. Un important rabattement (jusqu'à 3 cm) a été observé dans les piézomètres 37P-1, 3P-1, 4P-1, 30P-1, 2P-1, 38P-1 et 33P-1, ce qui indique que le rayon d'influence atteint 90 m. Lorsque la pompe a été arrêtée, le niveau de 38P-3 s'est rétabli immédiatement alors que les piézomètres avoisinants ont présenté une vitesse de récupération beaucoup plus lente.

Il est difficile d'obtenir, pour des cas comme ceux présentés à la figure 22, des solutions analytiques aux essais de pompage comme celles dont nous avons parlé précédemment. Dans le cas du 37P-3, l'essai ne porte que sur une faible épaisseur de roche en place (3 m) qui est très probablement reliée au mort-terrain par des fractures ou des joints. Lors d'un pompage à 37P-3, la plus grande partie de l'eau provient probablement du mort-terrain et s'écoule vers le bas dans la roche en place. De même, d'important gradients verticaux se manifestent lors du pompage à 47P-1, puisqu'il s'agit essentiellement d'une source ponctuelle et que de l'eau s'écoulera vers le piézomètre d'en haut et d'en bas. Les méthodes hydrauliques typiques appliquées au puits ne peuvent l'être dans les cas décrits ici, en grande partie à cause des effets de l'écoulement vertical ou de la pénétration partielle. Il est cependant possible d'évaluer qualitativement l'hydroconnexion entre la roche en place et le mort-terrain.

Le piézomètre 37P-3 est bien relié, probablement par des fractures ou des joints de stratification quasi-verticaux et des réseaux de fractures à grand angle, au mort-terrain. Le réseau de fractures est probablement très ouvert mais son étendue latérale n'est pas connue. L'important rayon d'influence observé lors du pompage indique que l'étendue latérale est importante ou encore que le mort-terrain situé au-dessus de la roche en place est suffisamment perméable pour transmettre une variation de la charge hydraulique sur une grande zone. Les données de hauteur de rabattement auraient pu donner une indication de l'orientation générale du réseau de fracture, mais cela n'est pas le cas. Il semble donc y avoir une hydroconnexion entre l'aquifère superficiel et le trou 37P-3 qui pourrait donc être contaminé par l'enceinte des déchets spéciaux située juste au-dessus. Des données sur le niveau de l'eau à 37P indiquent l'existence d'un gradient vers le bas dans la roche en place; il est donc possible que le trou 37P-3 soit à son tour contaminé.

Il semble également y avoir une hydroconnexion entre le mort-terrain et le piézomètre 47P-5, bien que la nature de ce lien soit difficile à interpréter. Le pompage à 47P-1 entraîne un rabattement à 47P-5 et un rabattement dont la hauteur est encore plus importante immédiatement au-dessus de la roche en place. Un essai ponctuel indique qu'il existe au moins deux conductivités hydrauliques différentes dans ce trou; l'une serait celle de la roche en place calcaire intacte, l'autre pourrait résulter d'une mauvaise cimentation du tubage, d'une perméabilité accrue à une certaine distance du puits de forage, d'une mauvaise cimentation dans la zone productrice ou d'une fracture bouchée dans la roche intacte. Si 47P-5 répond à un pompage du mort-terrain, cela pourrait vouloir dire que le tubage est mal ancré dans la roche en place ou bien encore que la zone productrice n'est pas bien cimentée. Des mesures de la charge hydraulique indiquent qu'il existe un faible gradient vers le haut entre la roche en place et les sédiments au-dessus.

Donc, il existe une hydroconnexion entre les piézomètres 37P-3 et 47P-5 et l'aquifère superficiel. En effet, le piézomètre 37P-3 présente une connexion significative, probablement par des fractures et des joints, tandis que 47P-5 est relié au mort-terrain probablement par un tubage non étanche ou une fracture mal cimentée.

RÉSEAU D'ÉCOULEMENT DES EAUX SOUTERRAINES

Des différences relativement importantes de la charge hydraulique apparaissent dans l'unité D composée de strates de limons et de limons argileux, dans la plus grande partie des portions est et nord du site de Gloucester. Ces différences indiquent que cette unité joue un rôle de couche encaissante imparfaite séparant une nappe aquifère superficielle peu profonde d'un système d'écoulement peu profond dans la série de dépôts alluvionnaires (unité C).

La figure 23 illustre la topographie de la surface de saturation, les limites ouest et sud de l'unité D (d'après les renseignements stratigraphiques et hydrologiques) et la configuration de la surface potentiométrique du système captif en profondeur.

Les courbes de niveau de la surface de saturation indiquent que l'écoulement souterrain peu profond près de l'enceinte des déchets spéciaux est généralement orienté vers la marge de la couche encaissante imparfaite, où une partie de l'écoulement descend à travers les sédiments alluvionnaires. Près de l'extrémité sud de la zone, la configuration des courbes de niveau, ainsi qu'une diminution apparente, ou même une absence, des gradients verticaux indiquerait que la couche encaissante imparfaite est discontinue et que l'écoulement vers le bas se produit là où celle-ci est absente. Les discontinuités dans cette couche

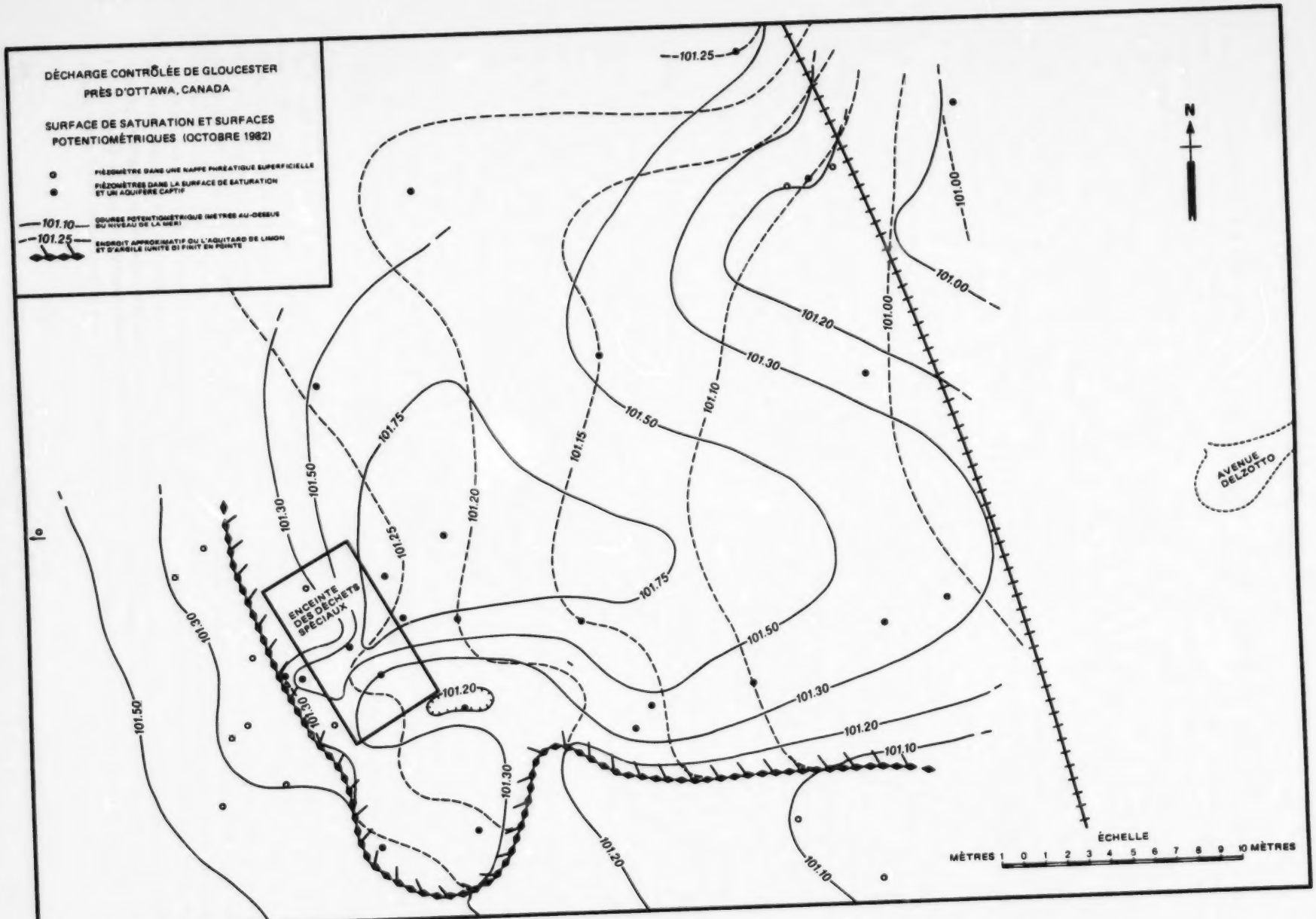


Figure 3. Surface de saturation et surfaces potentiométriques (octobre 1982).

Figure 4. Variation de la charge hydraulique en fonction de la profondeur du piézomètre de l'aquifère alluvionnaire.

encaissante peuvent être naturelles ou résulter de l'excavation qui a accompagné l'enfouissement des déchets dans cette région. Des photographies aériennes (figures 3 et 4) prises durant l'exploitation de ce site montrent le grand nombre de tranchées près de l'extrémité sud de l'enceinte des déchets spéciaux.

L'orientation des courbes potentiométriques indiquerait que les directions de l'écoulement des eaux souterraines dans l'aquifère captif profond varient localement près de l'enceinte des déchets spéciaux (de légèrement au sud de l'est à nord-est).

Dans la plus grande partie de la région où sont présents la surface de saturation et les aquifères captifs, les gradients verticaux de l'unité D, qui vont des plus importants à l'ouest à des valeurs presque nulles à l'est, sont dirigés vers le bas.

La figure 24 donne, pour trois périodes de mesures (octobre 1982, juillet 1983 et octobre 1983), la distribution des charges hydrauliques dans l'aquifère captif intérieur le long d'une coupe à peu près est-ouest. Les configurations des courbes de niveau montrent bien que des modifications saisonnières et interannuelles du réseau d'écoulement se manifestent. Ces modifications reflètent des variations des précipitations antérieures et, dans le cas des mesures faites en octobre 1983 près de l'enceinte des déchets spéciaux, probablement le pompage et les injections associés au projet d'évaluation de l'épuration du puits mené par le GTC. En général, les données indiquent que l'écoulement d'eau souterraine dans l'aquifère captif est dirigé horizontalement vers l'est. Les composantes verticales de l'écoulement apparaissent pour chaque période, bien que leur configuration soit irrégulière.

VITESSES DES EAUX SOUTERRAINES

À l'aide d'un dispositif modifié de dilution ponctuelle, des mesures *in situ* de la vitesse des eaux souterraines ont été effectuées avec plusieurs piézomètres au site de Gloucester. Les résultats obtenus à l'aide de cette technique donnent une bonne indication de la gamme des vitesses du système d'écoulement et servent de base pour évaluer les vitesses moyennes calculées de façon indirecte à l'aide des données obtenues lors des essais de pompage et des essais ponctuels et à partir des profils de la migration du tritium des essais nucléaires, c'est-à-dire le ^3H produit lors des essais nucléaires des années 1950 et 1960.

Dilution ponctuelle

La méthode de dilution ponctuelle établit un lien entre la dilution d'un traceur introduit à l'intérieur du grillage d'un puits et la vitesse des eaux souterraines dans l'aquifère près du puits. La vitesse de dilution d'un traceur bien mélangé dans un volume délimité par un grillage de puits est donnée par une équation différentielle dont la solution est donnée par

$$V^* = -\frac{VOL}{At} \ln \frac{C}{C_0} \qquad (4.1)$$

où V^* = vitesse apparente à travers le grillage du puits (cm/jour)
VOL = volume dans lequel se produit la dilution
A = section transversale du volume mesuré
t = temps
C_0 = concentration initiale du traceur ($t = 0$)
C = concentration du traceur au temps t.

La vitesse apparente, V^*, diffère de celle des eaux souterraines dans la formation non perturbée étant donné que la forte perméabilité du grillage du puits déforme localement le régime d'écoulement. Afin de déterminer la vitesse des eaux souterraines dans l'aquifère non perturbé, un facteur de correction, alpha (α), qui dépend des dimensions du grillage et de la productivité hydraulique du grillage et de l'aquifère, est appliqué à V^*. La valeur d'alpha pour les grillages au site de Gloucester varie, d'après des essais de calibration en laboratoire et des calculs directs, entre 2.3 et 2.6.

Le dispositif de dilution ponctuelle utilisé pour effectuer les mesures de vitesse est présenté dans la figure 25. Cet appareil, semblable à celui décrit par Grisak et coll. (1977), utilise cependant pour mesurer la concentration du traceur une électrode de conductance plutôt qu'une électrode au fluorure. Cet appareil est composé de trois parties à un dispositif d'obturation gonflable afin d'isoler un volume de puits grillagé, une pompe électrique de brassage pour mélanger le traceur et une électrode de conductivité dans une cellule permettant l'écoulement afin de mesurer la concentration de traceur, qui est enregistrée à la surface par un conductimètre. Tout d'abord, le dispositif est abaissé au fond du piézomètre. La conduite d'injection est rincée pour éliminer tout air emprisonné, le dispositif d'obturation est gonflé et la pompe de brassage mise en marche. Lorsque la conductivité est devenue régulière, une prise de 15 mL d'une solution de traceur (70 g/L de NaCl) est injectée dans le circuit de brassage. Après 10 min environ, une concentration maximale est atteinte puis la conductance qui varie en fonction du temps est observée pendant 6 à 10 h.

Les résultats sont ensuite rapportés sur une courbe semi-logarithmique et, si toutes les conditions de l'essai ont été remplies, donnent une ligne droite. L'équation 4.1 peut alors être résolue pour V^* soit en utilisant directe-

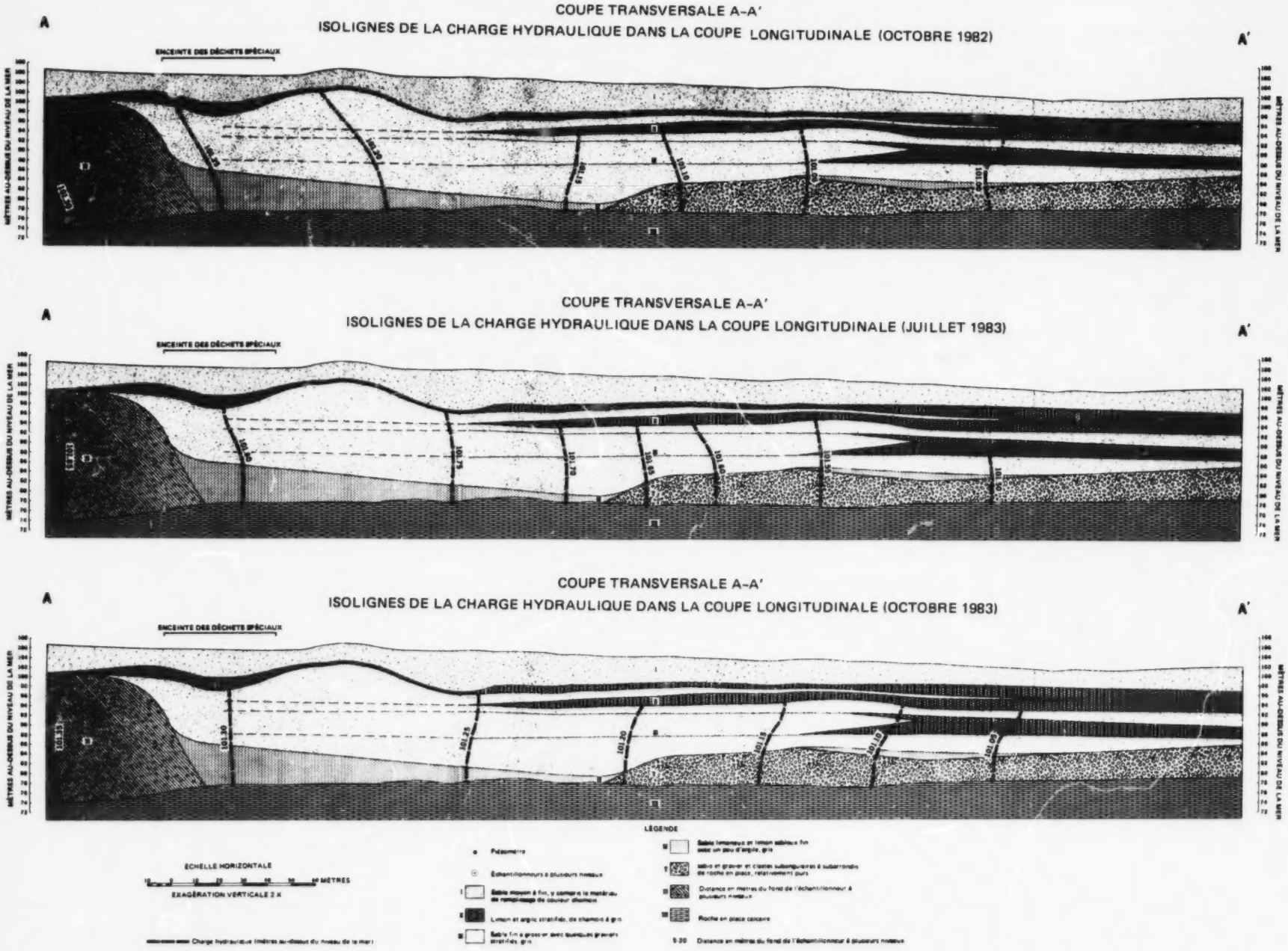


Figure 24. Courbe de niveau de la hauteur hydraulique le long de la coupe transversale A–A′ durant trois périodes en 1982 et 1983.

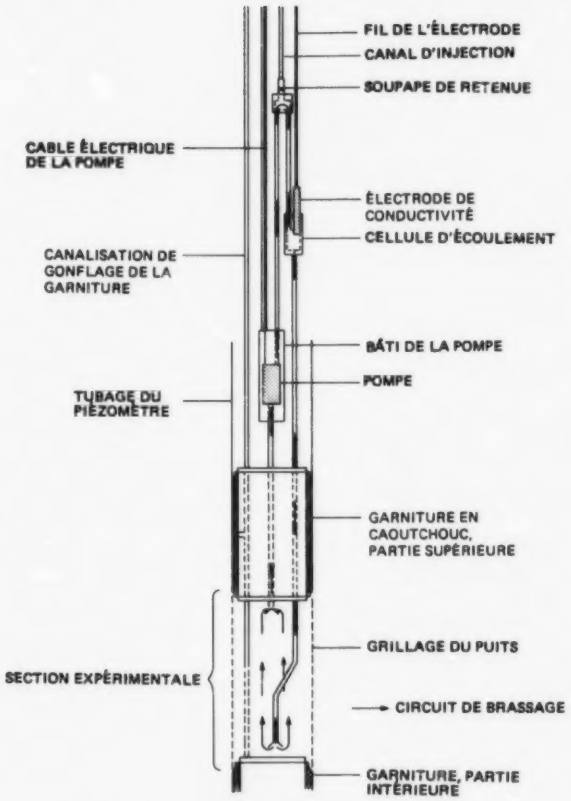


Figure 25. **Dispositif de dilution ponctuelle conçu et construit par D. Belanger.**

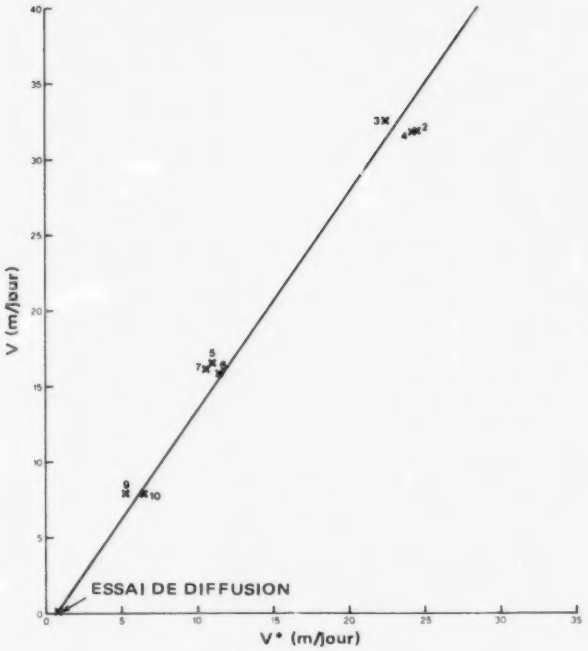


Figure 26. **Courbe de calibration de la vitesse.**

ment les données reproduites sur le graphique ou par régression linéaire pour obtenir les valeurs de C_0 et C. Cette vitesse apparente, V^*, est alors corrigée en fonction de la vitesse actuelle des eaux souterraines, V_{GW} (cm/jour) en utilisant soit l'équation suivante

$$V_{GW} = \frac{V^*}{\alpha n} \qquad (4.2)$$

où n est la porosité (n = 0.35), soit en utilisant une courbe de calibration (figure 26). La figure 27 donne un exemple d'une courbe de dilution pour un piézomètre à Gloucester.

Les résultats des 20 essais de dilution ponctuelle dans l'aquifère inférieur sont présentés dans la figure 28, superposés sur la coupe transversale hydrostratigraphique de GTC. Dans l'aquifère inférieure, les vitesses des eaux souterraines varient de moins de 1 à environ 20 cm/jour. Cette variation reflète fort probablement la stratigraphie et la sédimentologie complexes des aquifères, ainsi que la présence de composantes d'écoulement vertical qui, d'après la modélisation, pourraient être importantes. À partir de

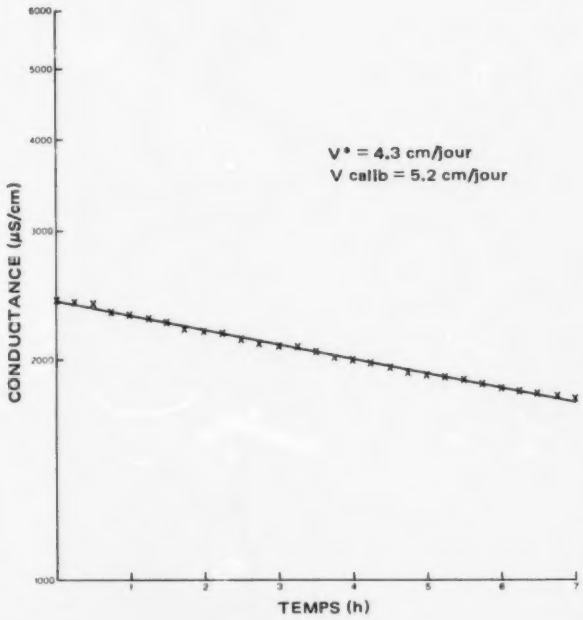


Figure 27. **Courbe de dilution pour 46P-3 observée lors des essais de vitesse.**

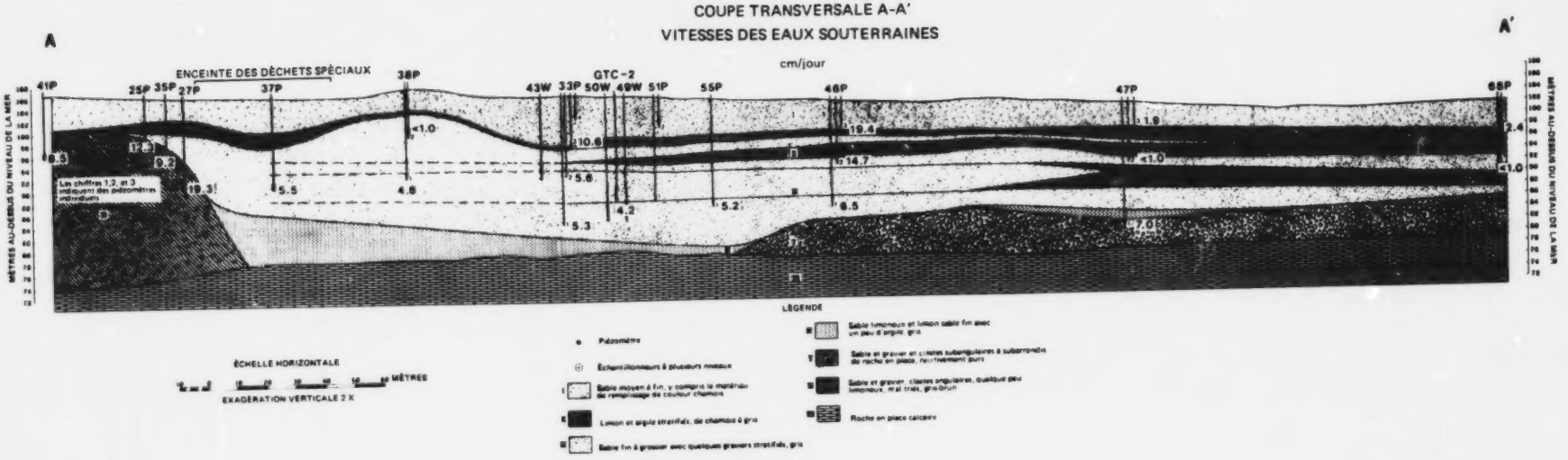


Figure 28. Coupe transversale A-A' montrant les vitesses de l'eau souterraine.

tous les résultats obtenus, une vitesse moyenne de 5.5 cm/jour a été calculée pour ce système d'écoulement.

L'aquifère supérieur du site de Gloucester n'a fait l'objet d'essais qu'à quelques endroits étant donné que plusieurs piézomètres peu profonds ne permettaient pas de mesurer la vitesse de l'écoulement, qui serait en moyenne d'environ 2 à 3 cm/jour.

Le tableau 10 compare des vitesses mesurées par la méthode de dilution ponctuelle et celles déterminées de façon indirecte par des calculs liés à la Loi de Darcy à partir des conductivités hydrauliques et des gradients hydrauliques obtenus lors des essais de pompage et des essais ponctuels. Alors que, dans la plupart des cas, les vitesses calculées à partir des conductivités hydrauliques obtenues lors des essais de pompage sont plus élevées que celles déterminées par la méthode de dilution ponctuelle, les vitesses obtenues à partir des essais ponctuels se rapprochent plus des valeurs obtenues par la méthode de dilution ponctuelle. Étant donné que les essais de dilution ponctuelle et les essais ponctuels sont effectués tous les deux dans un même piézomètre, il est normal qu'ils donnent des vitesses semblables. Cependant, les conductivités hydrauliques calculées à partir des essais de pompage représenteront probablement une valeur moyenne pour l'aquifère. Dans les cas où les conductivités hydrauliques calculées à partir des essais de pompage sont utilisées, la vitesse moyenne calculée pour la coupe transversale qui comprend les piézomètres 51P-1, 55P-1 et 46P-1, est d'environ 6 cm/jour, ce qui n'est pas trop éloigné de la vitesse moyenne pour l'aquifère inférieure de 5.5 cm/jour déterminée à partir des données de dilution ponctuelle.

Tableau 10. Vitesses déterminées par la dilution ponctuelle, essais de pompage et essais ponctuels* en (cm/jour)

Piézomètre	Dilution ponctuelle	Essai de pompage	Essai ponctuel
33-1	5.3	19.0	8.2
33-2	5.6	20.0	9.0
38-1	4.8	7.0	9.0
46-1	6.5	17.0	7.0
46-2	14.7	15.0	2.0
47-1	7.0	35.0	4.0
47-2	<1.0	18.0	0.3
55-1	5.2	7.0	6.0

* Les gradients hydrauliques, calculés pour des piézomètres particulières, varient de 0.001 à 0.002. Une porosité de 0.35 a été utilisée.

Tritium des essais nucléaires

Environ 125 mesures de tritium d'échantillons d'eaux souterraines prélevés à divers endroits du site ont été effectuées par scintillométrie en phase liquide aux Laboratoires nucléaires de Chalk River. Les valeurs les plus élevées (>200 U.T.) ont été retrouvées dans les eaux souterraines contaminées sous l'enceinte des déchets spéciaux, ainsi que dans l'aquifère inférieur près de 47P (figure 28). Les valeurs élevées des eaux contaminées situées sous l'enceinte des déchets spéciaux sont probablement dues à la présence de faibles quantités de traceurs organiques marqués au tritium, présents dans certains des déchets. Les niveaux d'activité élevés relevés dans les eaux de l'aquifère inférieur près de 47P proviendraient d'eaux qui ont pénétré dans le système d'écoulement vers 1963, au moment où les teneurs en tritium des essais nucléaires étaient maximales dans les précipitations atmosphériques. En supposant que l'apport provienne de la zone immédiatement à l'ouest de l'enceinte des déchets spéciaux (c'est-à-dire entre les puits 41W et 25W), la vitesse moyenne des eaux souterraines des 21 dernières années serait donc de 5 cm/jour, valeur qui se compare très bien à celles déterminées par d'autres méthodes directes et indirectes.

Géochimie des eaux souterraines

MINÉRALOGIE ET GÉOCHIMIE DE L'AQUIFÈRE

L'analyse de diffraction par rayons X, à l'aide d'un diffractomètre Phillips (Cu Kα radiation; $2\theta = 2° - 66°$) a permis d'identifier les principaux minéraux et les fractions fines obtenues par tamisage d'échantillons de sédiments qui représentent les principales formations stratigraphiques du site de Gloucester.

Des exemples typiques des résultats de diffraction par rayons X sont représentés dans les figures 29 et 30. L'analyse des données montre que la minéralogie de toutes les formations non consolidées est semblable et que le quartz, le feldspatch (plagioclase orthoclase et microline) et les carbonates (calcite et dolomie) sont les phases dominantes. Le principal minéral foncé est la hornblende. Certains échantillons contenaient des micas, mais ne contiendraient pas en quantités significatives de minéraux argileux, même dans les formations qui contiennent des matériaux de la taille des argiles. L'absence d'argile n'est pas étonnante vu le milieu de sédimentation de la série.

Des sédiments entiers et des fractions fines obtenues par tamisage ont été examinés au microscope binoculaire.

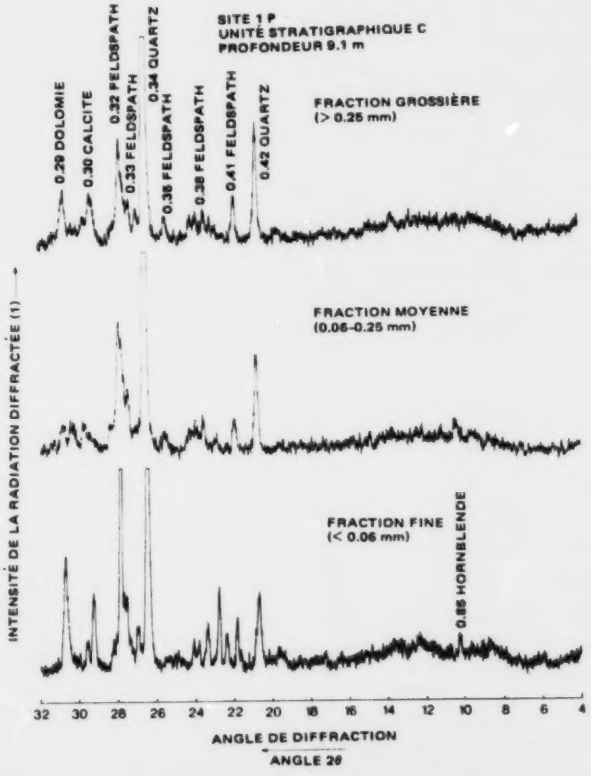


Figure 29. Diffractogramme des rayons X pour l'unité C.

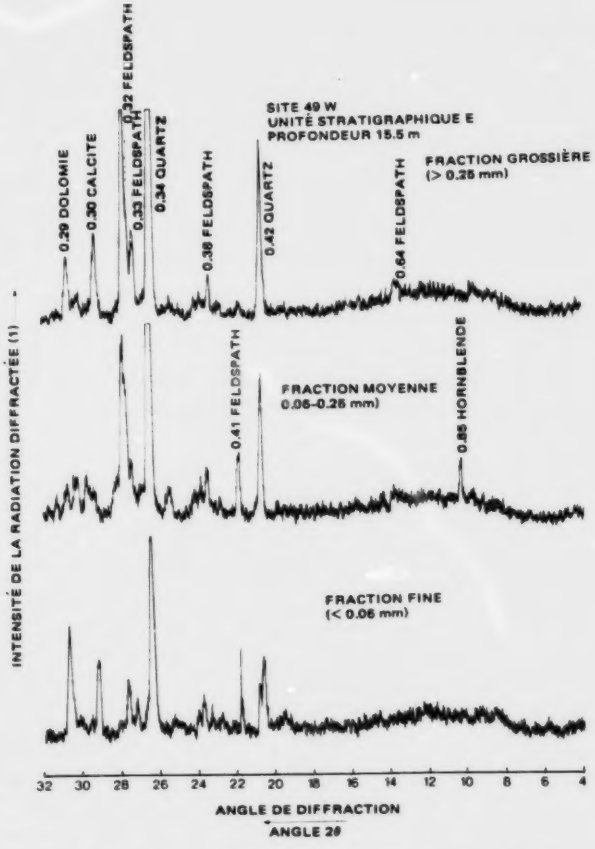


Figure 30. Diffractogramme des rayons X pour l'unité E.

Tableau 11. Analyse par microscope optique de la fraction 60–80 mailles, puits 49W à 20 m de profondeur dans l'aquifère contaminée

Minéral	%
Quartz	21
Feldspath	56
Mica	7
Calcite/dolomie	6
Hornblende	4
Grenat	3.5
Autres	2.5
	100 %

Le tableau 11 donne les proportions minéralogiques approximatives pour la fraction 60 à 80 mailles d'un sédiment qui provient d'une profondeur de 20 m à 49W (figure 17). Ces résultats sont représentatifs de la coupe et sont comparables aux données obtenues à l'aide de la diffraction par rayons X.

L'examen optique des sédiments a également révélé la présence de traces de pyrite détritique dans la série de dépôts alluvionnaires subaquatiques (unité C), reflet de l'immaturité sédimentologique des sédiments, ce qui est conforme à l'accumulation rapide dans un environnement subaquatique adjacent à la marge d'un glacier.

Le tableau 12 donne les résultats des analyses des déterminations de carbone organique sédimentaire à l'aide d'un analyseur de carbone total Oceanography International

Tableau 12. Résultats des analyses de carbone organique sédimentaire

Emplacement	Profondeur (m)	Unité stratigraphique	Carbone organique (% en poids)	$\bar{x}$	σ
1	4.6	E	0.16	0.16	0.01
			0.15		
			0.16		
24	3.0	E	0.20	0.20	0.01
			0.21		
			0.20		
25	5.2	E	0.26	0.25	0.01
			0.24		
			0.24		
25	5.5	C–E	0.43	0.42	0.01
			0.41		
27	6.1	D	0.42	0.51	0.09
			0.51		
			0.59		
28	3.0	E	0.14	0.13	0.01
			0.12		
			0.14		

Tableau 12 (suite)

Emplacement	Profondeur (m)	Unité stratigraphique	Carbone organique (% en poids)	$\bar{x}$	σ
28	4.4	E	0.29	0.31	0.03
			0.30		
			0.35		
28	5.8	E	0.19	0.19	0.02
			0.20		
			0.17		
29	4.9	D	0.33	0.31	0.02
			0.30		
			0.29		
29	5.8	C	0.44	0.45	0.02
			0.47		
			0.44		
29	6.4	C	0.15	0.15	0
			0.15		
33	4.8	C	0.25	0.21	0.04
			0.21		
			0.18		
33	15.5	C	0.25	0.27	0.05
			0.33		
			0.23		
33	17.0	C	0.20	0.19	0.04
			0.23		
			0.15		
33	18.6	C	0.28	0.26	0.03
			0.24		
33	20.1	C	0.29	0.29	0.04
			0.33		
			0.26		
41	3	E	0.010	0.026	0.009
			0.017		
			0.030		
			0.034		
			0.032		
			0.035		
			0.027		
			0.025		
			0.024		
82	17.2	C	0.48	0.50	.05
			0.48		
			0.50		
			0.55		
			0.59		
			0.51		
			0.52		
			0.46		
			0.41		
82	17.5	C	1.04	0.85	0.24
			0.80		
			1.31		
			0.61		
			0.88		
			0.70		
			0.69		
			0.57		
			1.01		

avec un détecteur infra-rouge Horiba PIR-2000. Les teneurs de carbone organique varient de 0.01 % à 0.35 % en poids dans la formation E, composées de sable et de gravier de régression. Les valeurs les plus faibles semblent se manifester dans la zone d'alimentation près de 41P. Il est possible que le réservoir de matériaux organiques sédimentaires ait été réduit dans cette zone par percolation d'eaux bien oxygénées. Dans l'aquitard de limon et d'argile (unité D), les valeurs sont généralement plus élevées et varient de 0.29 % à 0.59 % en poids de carbone organique. La teneur en carbone organique varie beaucoup dans l'unité C, composée de dépôts alluvionnaires subaquatiques, probablement à cause de la complexité sédimentologique de la série. C'est dans cette unité qu'ont été enregistrées les valeurs maximales (parfois supérieures à 1 % en poids de carbone organique).

COMPOSÉS INORGANIQUES

Dispositifs d'échantillonnage sur place

Les échantillons d'eau ont été obtenus à l'aide de faisceau d'échantillonneurs ou de piézomètres à plusieurs niveau (Cherry et coll., 1983). Les échantillonneurs à plusieurs niveaux ont été construits en rassemblant, à l'aide d'attaches en nylon, un maximum de 25 tubes de polyéthylène (d.e., 6 mm; épaisseur, 1 mm) le long d'un tuyau de PVC (d.e., 1.27 cm soit 0.5 po) dont la couche inférieure de 30 cm d'épaisseur était grillagée (figure 31). L'extrémité inférieure de chacun des tubes de polyéthylène a été enveloppée d'un grillage de nylon de 100 mailles (Nytex) et les grillages ont été installés à des intervalles de 1 m le long des tuyaux de PVC. Le faisceau de tuyaux a ensuite été abaissé dans une tarière à tige creuse qui a aussitôt été retirée pour permettre aux sédiments de s'effondrer autour du dispositif. Chacun des tubes de polyéthylène et le tuyau de PVC ont été rincés à l'aide d'une pompe péristaltique portative.

Pour leur part, les piézomètres ont été construits à partir de tuyaux de PVC de 3.2 cm (nids entre 1P et 14P) ou de 5.04 cm (nids plus grands que 14P) de diamètre. Une longueur de 0.5 m des grillages enroulés ou à fentes (0.15 mm) (Johnston ou Timco) était dans l'aquifère captif et une longueur de 2 m, dans la nappe phréatique superficielle; le dispositif a été abaissé dans une tarière à tige creuse qui a aussitôt été retirée pour permettre aux sédiments de s'effondrer autour du piézomètre. Les piézomètres ont ensuite été agrandis par pompage excessif.

Collecte et analyse des échantillons

Les méthodes générales de collecte et d'analyse des échantillons sont présentées dans la figure 32. Les échantillons d'eau souterraine ont été amenés à la surface à l'aide d'une pompe péristaltique à canaux multiples Masterflex à tubages en silicone dans la partie supérieure. Dans le cas des échantillonneurs à plusieurs niveaux, chacun des tubes de polyéthylène était directement attaché à la pompe ou à un appareil d'échantillonnage spécialement conçu, relié en série avec la pompe. Des échantillons ont été prélevés dans les piézomètres et les échantillonneurs à plusieurs niveaux en pompant de l'eau à travers un tube de polyéthylène dont l'extrémité inférieure était placée du côté opposé à la section grillagée du puits.

ÉCHANTILLONNEUR À PLUSIEURS NIVEAUX

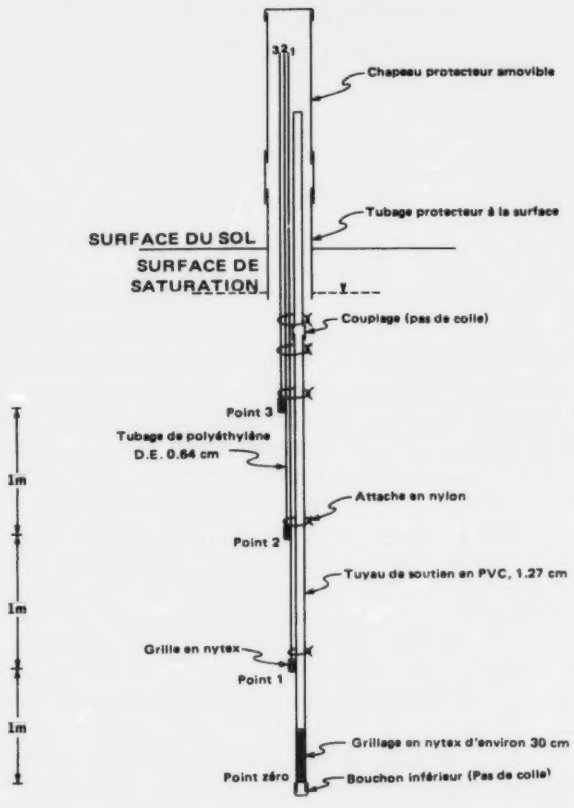


Figure 31. Échantillonneur à plusieurs niveaux.

Des mesures des températures, de la conductivité spécifique (modèles 32 et 33 YSI), du pH, du E_H et du S^{2-}_{TOTAL} des eaux souterraines ont été effectuées sur le terrain dans des cellules étanches permettant l'écoulement. Les pH et E_H ont été déterminés à l'aide d'électrodes combinées Orion et les potentiels ont été enregistrés sur des voltmètres à affichage numérique Orion 701 et 801A. L'électrode du pH a été calibrée fréquemment dans deux solutions tampon (température des eaux souterraines) qui correspondaient à la gamme de valeurs présentes dans les

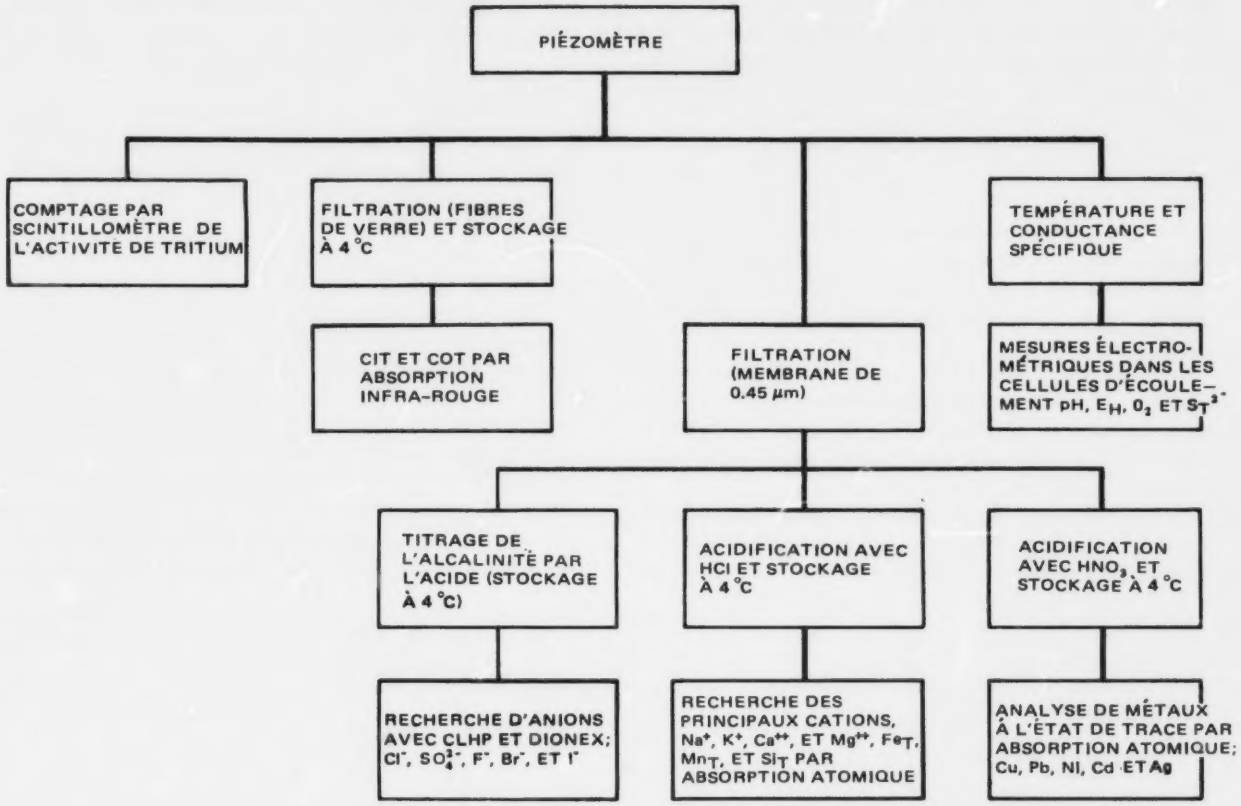


Figure 32. Graphique montrant les procédures d'échantillonnage, de conservation et d'analyse utilisées à la décharge contrôlée de Gloucester.

eaux souterraines. Après chacune des mesures, l'électrode a été étalonnée à l'aide d'une solution tampon à pH 7.00. L'électrode combinée au platine était rangée dans une solution ferreuse-ferrique de H_2SO_4 1 *M* (Light, 1972), solution qui servait également à calibrer cette électrode.

L'oxygène dissous (OD) a été déterminée à l'aide d'un appareil Oxygen Indicator modèle 2606 Orbisphere Laboratories. Les eaux souterraines étaient pompées directement à travers la sonde et les teneurs en oxygène dissous étaient enregistrées à partir du moment où une teneur stable était atteinte.

Des mesures du sulfure ont été effectuées à l'aide d'un couple d'électrodes verre-sulfure en solution acide (pH <5) dans des conditions d'écoulement continu, en milieu clos. Le système a été calibré à 0.01 mg/L et 0.1 mg/L de S^{2-} (Gulens, 1985).

La pompe ainsi que tous les instruments nécessaires aux mesures par électrodes sur le terrain étaient alimentées par une génératrice portative à essence. Les cellules d'écoulement et les instruments étaient protégés de l'éclairement direct pour minimiser les variations de température.

Selon les types d'analyses souhaitées, jusqu'à cinq échantillons d'eau souterraine ont été prélevés à chacun des endroits à partir du moment où des valeurs stables de pH et de E_H ont été observées, soit après environ 45 min de pompage. À l'exception des échantillons conservés dans les fioles de scintillation, toutes les eaux passaient à travers des filtres des canalisations avant d'être recueillies. L'échantillon pour l'analyse du carbone organique et inorganique dissous a été filtré sur fibres de verre, calciné et recueilli dans une bouteille de verre préchauffée à 600°C. Les trois autres échantillons ont été filtrés sur une membrane de 0.45 µm (Millipore) et recueillis dans des bouteilles de verre rincées à l'acide. Deux de ces derniers échantillons ont été préservés dans de l'acide (4 mL/L), l'un dans du HCl et l'autre dans du HNO_3. Tous les échantillons ont été conservés à l'obscurité à 4 °C.

Aussitôt que possible après la collecte des échantillons (moins de 12 h) une prise de 25 mL d'eau a été pré-

levée de l'échantillon filtré non acidifié (0.45 µm) pour titrer l'alcalinité par un acide. Le reste de l'échantillon a été conservé à l'obscurité à 4 °C jusqu'à l'analyse des anions par chromatographie ionique (modèle 12S de Dionex) à l'aide d'un détecteur d'électroconductivité pour F^-, Cl^- et SO_4^{2-} et à l'aide d'un détecteur électrochimique pour Br^- et I^-.

L'échantillon acidifié avec du HCl a été utilisé pour mesurer les concentrations des principaux cations (Ca^{++}, Mg^{++}, Na^+ et K^+) et de Fe_T, Mn_T et Si_T par spectrophotométrie d'absorption atomique (Perkin Elmer modèle 460).

Les métaux lourds, soit Cu, Pb, Ni, Cd et Ag, ont été mesurés par spectrophotométrie d'absorption atomique dans un four en graphite (Perkin Elmer modèle 3058 et HGA-2000) à l'aide de l'échantillon préservé dans HNO_3.

Des analyses de carbone inorganique dissous et de carbone organique dissous ont été effectuées avec les échantillons recueillis dans les bouteilles chauffées. Un analyseur de carbone total (Oceanography International) a été utilisé pour ces mesures.

Résultats

L'annexe D donne les résultats de toutes les analyses inorganiques effectuées en 1980 et 1983, alors que le tableau 13 présente les données de 1982.

La distribution du chlorure dans l'aquifère encaissant est présentée en plan dans la figure 33 et en coupe transversale dans la figure 34. Les concentrations de fond de chlorure dans les eaux souterraines recueillies dans les zones plus élevées de la décharge, soit à l'ouest de l'enceinte des déchets spéciaux et du site d'enfouissement municipal, sont inférieures à 5 mg/L. Les eaux souterraines prélevées dans des sites situés à contrebas de l'enceinte des déchets spéciaux et du site d'enfouissement municipal présentent des concentrations beaucoup plus élevées. La configuration verticale des courbes de chlorure le long d'une coupe qui s'étend de l'enceinte des déchets spéciaux vers les

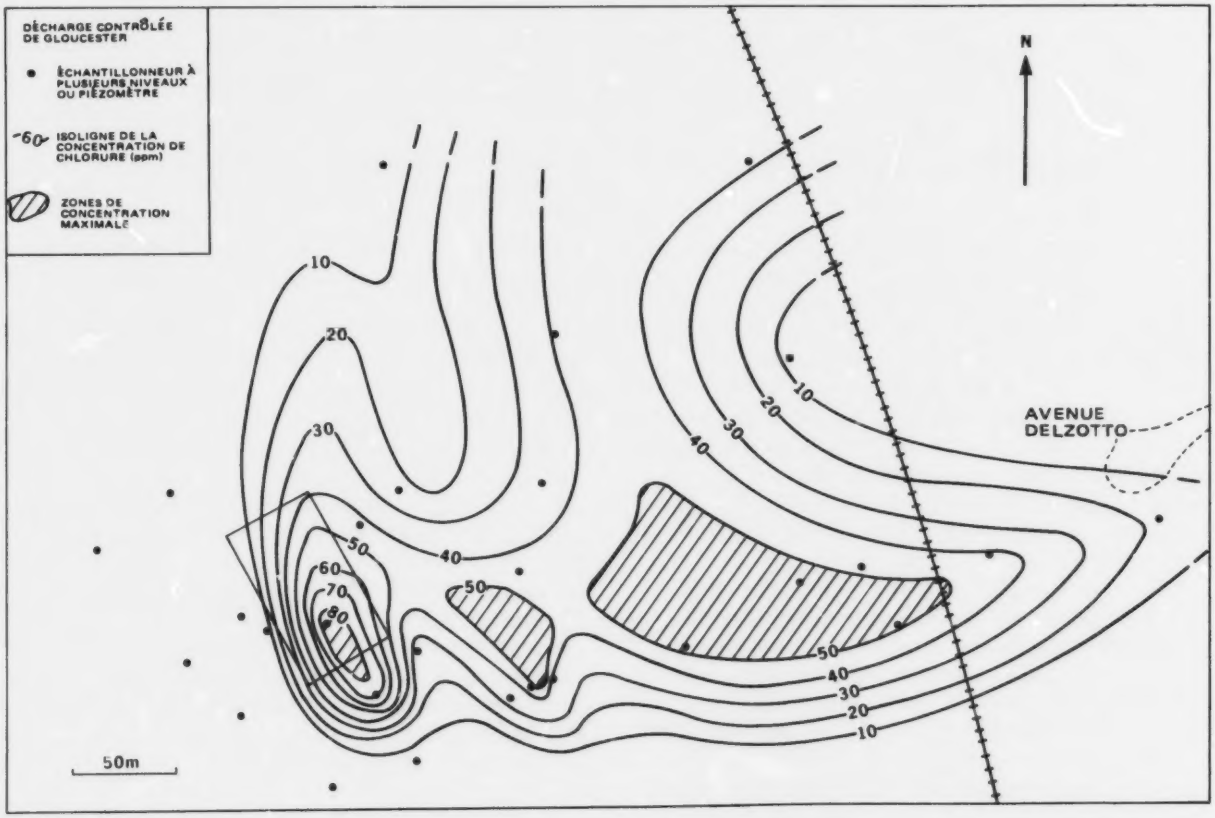


Figure 33. Vue en plan du panache de chlorure.

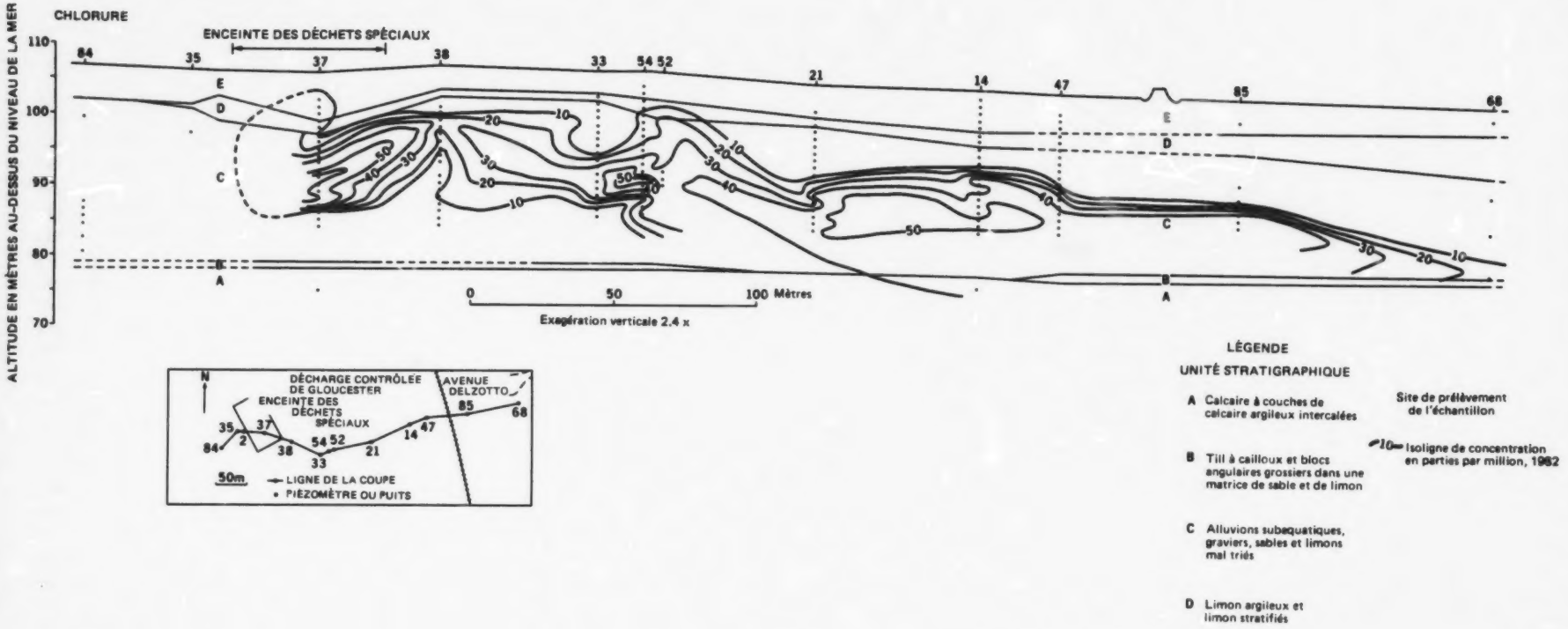


Figure 34. Vue de la coupe transversale du panache de chlorure.

Tableau 13. Analyses chimiques inorganiques, travail sur le terrain, 1982

N° du site	Profondeur (m)	C.S* (µS/cm)	pH	E_H (V)	O_2 (mg/L)	S^{2-} (µg/L)	Alc. tit.† (meq/L)	CIT‡ (mg/L)	COT§ (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	SO_4 (mg/L)	Cl (mg/L)	F (mg/L)	Br (mg/L)	Cu (µg/L)	Pb (µg/L)
1P-1	20.5	390	7.6	0.45	0.1	–	3.7	50	2.9	76	24	1.5	1.2	1.3	–	39	1.1	N.D.	N.D.	–	–
1P-2	10.5	270	8.0	0.19	0.1	–	2.6	36	1.0	44	13	1.2	0.8	0.9	–	23	0.3	N.D.	N.D.	–	–
1P-3	6.0	440	8.0	0.11	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
14M-1	21.3	830	7.8	0.24	–	10	3.7	49	2.0	108	40	2.8	2.3	0.5	0.06	143	72	0.8	N.D.	–	1.0
14M-5	17.3	740	7.7	0.04	0.3	170	5.3	65	21.4	122	35	9.9	2.6	1.8	0.04	2	135	2.4	N.D.	1.5	1.0
14M-18	4.3	108	8.7	0.42	0.2	–	0.9	12	0.9	19	3	1.0	0.6	1.5	–	6	1.0	0.3	N.D.	1.0	–
16M-4	18.2	307	7.9	0.15	0.1	–	3.6	44	1.9	56	18	1.5	1.2	1.0	–	35	3.4	0.1	N.D.	1.5	<1.0
16M-8	14.2	350	7.5	0.22	0.1	–	3.4	43	<0.6	57	14	1.2	1.1	0.5	–	27	1.3	0.1	N.D.	1.5	–
16M-12	10.2	430	7.7	0.17	0.2	–	4.7	63	3.0	66	17	4.0	1.3	1.5	–	10	2.3	0.1	N.D.	1.5	–
16M-16	6.2	730	7.3	0.13	0.1	–	7.0	99	14.2	120	20	13.0	6.7	1.5	–	65	27	0.8	1.2	1.0	2.3
18M-9	15.3	200	8.0	0.17	0.1	–	1.6	25	0.1	30	7	2.0	1.0	0.1	0.02	20	2.3	N.D.	N.D.	–	–
18M-14	10.2	220	8.0	0.03	0.1	–	1.7	27		33	10	3.2	1.1	0.1	0.02	26	4.1	N.D.	N.D.	–	–
18M-15	9.7	1000	7.4	0.16	0.1	–	4.0	59	1.8	101	29	40.5	2.0	0.6	0.04	82	46	1.2	N.D.	–	–
18M-19	5.3	1400	7.5	0.09	0.1	–	9.7	112	4.4	191	58	77.0	2.8	1.2	0.06	82	87	5.1	N.D.	–	–
19M-6	16.4	200	8.3	0.03	<0.1	–	1.7	–	–	26	7	2.6	1.4	0.1	0.02	9	1.8	N.D.	N.D.	–	–
19M-12	10.4	370	8.0	0.03	0.1	–	2.7	–	–	42	16	13.5	1.3	0.1	0.04	22	34	N.D.	N.D.	–	–
19M-16	6.4	850	7.4	0.01	<0.1	–	8.5	–	–	94	35	50.0	1.5	9.2	0.06	42	43	1.4	N.D.	–	–
19M-18	4.4	1020	6.4	0.09	0.1	–	12.4	–	–	153	28	9.9	0.9	98.0	0.61	40	18	1.4	N.D.	–	–
20M-1	18.0	250	8.2	0.01	<0.1	–	2.7	35	0.8	30	13	4.4	0.5	0.9	0.06	4	2.8	3.6	N.D.	–	–
20M-11	8.0	360	7.9	0.04	<0.1	–	3.8	50	7.1	47	17	8.0	1.5	4.0	0.15	3	10.5	2.2	N.D.	–	–
20M-12	7.0	1450	7.8	0.01	<0.1	–	16.0	151	160.2	220	73	35.5	3.5	17.5	0.34	N.D.	62	32.0	N.D.	–	–
20M-13	6.0	–	–	–	–	5	–	–	14 430	61	20	1.9	0.8	<0.1	<.01	33	8.7	1.4	N.D.	–	–
20M-15	4.0	810	6.9	0.09	0.1	N.D.	10.0	6.5	15.3	108	15	15.0	15.3	67.0	0.38	N.D.	12.0	0.5	N.D.	–	–
21M-1	20.0	1860	7.4	0.14	0.1	10	7.9	98	3.9	260	9	140	4.5	1.7	0.09	414	168	16.2	N.D.	–	–
21M-9	12.0	720	7.6	0.14	0.4	5	6.5	83	1.1	118	39	16.0	1.7	0.1	0.06	70	28	2.7	N.D.	–	–
21M-16	5.0	200	8.2	0.35	0.1	–	1.8	21	<0.6	30	8	1.7	0.8	<0.1	<0.01	15	2.8	1.8	N.D.	–	–
33M-1	21.0	370	7.8	0.15	0.1	–	3.6	54	<0.7	46	19	2.4	1.4	<0.1	0.04	33	4.1	1.0	N.D.	–	–
33M-6	16.0	1080	7.4	0.15	0.2	–	10.9	144	7.4	153	49	40.5	3.5	1.0	0.07	34	107	2.1	1.9	–	–
33M-12	10.0	210	8.4	0.32	0.2	–	1.6	26	<0.7	30	9	2.5	0.9	<0.1	0.04	14	6.8	0.5	N.D.	–	–
33M-18	4.0	290	7.8	0.32	5.9	–	3.1	47	<0.7	43	12	2.6	1.1	<0.1	0.04	16	2.7	1.4	1.9	–	–
34M-3	18.8	986	7.6	0.38	0.1	–	8.0	112	33.6	162	48	4.7	3.0	2.4	0.06	36	140	16.0	N.D.	–	–
34M-7	14.8	643	7.8	0.18	0.1	–	5.1	70	3.4	85	24	3.1	2.1	0.4	0.06	7	68	0.5	N.D.	–	–
34M-17	4.8	744	7.2	0.20	0.1	–	7.9	98	2.1	116	33	23.0	6.3	12.5	0.40	179	13	1.9	N.D.	–	–

* Conductance spécifique à T ≃ 10 °C.
† Alcalinité titrable.
‡ Carbone inorganique total.
§ Carbone organique total.
Remarque : N.D. signifie aucune trace; tiret signifie non mesuré.

Tableau 13 (suite)

N° du site	Profondeur (m)	C.S (µS/cm)	pH	E_H (V)	O_2 (mg/L)	S^{2-} (µg/L)	Alc. tit. (meq/L)	CIT (mg/L)	COT (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	SO_4 (mg/L)	Cl (mg/L)	F (mg/L)	Br (mg/L)	Cu (µg/L)	Pb (µg/L)
37M-1	22.0	420	8.0	0.09	0.1	–	3.6	47	<0.6	46	18	2.2	1.6	0.3	0.02	49	2.8	1.2	N.D.	–	–
37M-6	17.0	890	7.3	0.09	<0.1	–	6.1	87	7.5	140	35	19.0	2.3	2.7	0.14	116	190	1.3	58	–	–
37M-9	14.0	1380	7.2	0.13	0.2	–	10.4	141	61.0	210	58	87.5	3.5	6.7	0.15	287	200	4.2	48	–	–
37M-18	5.0	1430	7.2	0.19	0.3	–	7.6	102	11.4	290	66	24.0	2.2	0.7	4.00	346	70	14.9	16	–	–
41P-1	10.0	380	7.9	0.55	2.1	–	3.6	47	1.3	60	21	1.2	0.9	0.5	0.14	32	6.2	N.D.	N.D.	–	<1
47M-2	18.6	570	7.9	0.14	0.15	–	2.9	38	1.5	83	27	2.0	2.0	1.0	–	59	70	0.4	N.D.	1.0	–
47M-6	14.6	603	7.8	0.17	0.1	–	4.1	54	1.2	100	24	2.3	1.6	1.0	–	90	45	0.6	N.D.	1.0	1.0
47M-17	3.7	197	8.0	0.44	0.5	–	1.8	23	1.8	32	6	1.5	1.0	0.5	–	14	1.3	0.4	N.D.	1.5	<1
49W	17.0	1085	–	–	–	–	–	–	7.5	123	37	8.9	2.7	0.5	–	98	80	1.34	1.4	1.5	1.0

terrains en contrebas (figure 34) indique que le chlorure issu de l'enceinte est transporté vers le bas dans l'aquifère inférieur et ensuite vers l'est et le sud-est. Le front de ce panache de chlorure a actuellement dépassé l'extrémité de l'avenue Delzotto. En supposant qu'il n'y ait aucun freinage et compte tenu des mesures de la vitesse des eaux souterraines dans l'aquifère inférieur (chapitre 4), le panache progresse probablement à une vitesse d'environ 5 cm/jour.

Le pH des eaux souterraines situées en amont du site d'enfouissement est de l'ordre de 8.0. Étant donné que les précipitations sont généralement acides (pH < 5), il y a une neutralisation importante durant l'infiltration et la percolation résultant de la dissolution des minéraux carbonatés qui sont une composante importante des sédiments non consolidés. Des données des indices de saturation (tableau 14) indiquent que toutes les eaux souterraines sont quasi-

Tableau 14. Indices de saturation pour les phases minérales de l'analyse des données WATEQF tirées du tableau 13

	Phase minérale							
N° du site	$CaCO_3$ CALCITE	$(CaMg(CO_3)_2$ DOLOMIE	$Fe(OH)_3$ FEOH3A	$CaSO_4$ GYPSE	$FeCO_3$ SIDERITE	FeS FESPPT	FeS MACICIT	FeS_2 PYRITE
1P-1	0.2	-0.1	3.6	-1.7	-4.0	–	–	–
1P-2	0.2	0.1	3.2	-2.1	-0.5	–	–	–
14M-1	0.5	0.8	-4.0	-1.1	0.0	12.8	13.5	17.2
14M-5	0.6	0.8	-4.0	-2.9	0.6	14.4	15.2	19.5
14M-18	0.2	-0.2	3.3	-2.9	-6.6	–	–	–
16M-4	0.4	0.4	3.1	-1.8	0.3	–	–	–
16M-8	0.0	-0.4	2.9	-1.9	-0.4	–	–	–
16M-12	0.4	0.4	3.1	-2.3	0.4	–	–	–
16M-16	0.4	0.2	1.3	-1.4	-0.4	–	–	–
18M-9	-0.1	-0.6	0.7	-2.2	-1.0	–	–	–
18M-14	0.0	-0.4	0.1	-2.1	-1.0	–	–	–
18M-15	0.1	-0.2	-0.2	-1.3	-0.3	–	–	–
18M-19	0.7	1.0	0.9	-1.2	0.3	–	–	–
19M-6	0.2	-0.2	0.5	-2.6	-0.8	–	–	–
19M-12	0.2	0.1	-1.0	-2.1	-0.9	–	–	–
19M-16	0.3	0.3	0.1	-1.7	1.1	–	–	–
19M-18	-0.3	-1.3	-0.4	-1.6	1.3	–	–	–
20M-1	0.3	0.5	1.6	-3.0	0.6	–	–	–
20M-11	0.3	0.4	1.9	-2.9	1.1	–	–	–
20M-12	1.3	2.2	1.7	–	2.0	–	–	–
20M-15	-0.0	-0.8	0.9	–	1.6	–	–	–
21M-1	0.7	1.0	-4.1	-0.5	0.3	12.7	13.5	17.8
21M-9	0.5	0.7	-4.3	-1.3	0.0	12.2	12.9	16.7
21M-16	0.1	-0.2	2.0	-2.3	-5.2	–	–	–
33M-1	0.2	0.2	1.5	-1.9	-1.0	–	–	–
33M-6	0.6	0.9	1.6	-1.6	0.3	–	–	–
33M-12	0.4	0.3	1.0	-2.4	-5.1	–	–	–
33M-18	0.2	-0.1	2.1	-2.2	-3.5	–	–	–
34M-3	0.8	1.2	3.8	-1.6	-2.0	–	–	–
34M-7	0.6	0.8	2.8	-2.4	-0.3	–	–	–
34M-17	0.1	-0.3	2.9	-1.0	0.9	–	–	–
37M-1	0.4	0.5	1.8	-1.8	-0.1	–	–	–
37M-6	0.3	0.1	0.7	-1.1	0.4	–	–	–
37M-9	0.5	0.5	1.5	-0.7	0.8	–	–	–
37M-18	0.5	0.4	1.5	-0.5	-0.3	–	–	–
41P-1	0.3	0.3	3.0	-1.8	-7.0	–	–	–
47M-2	0.4	0.5	2.9	-1.5	0.2	–	–	–
47M-6	0.5	0.5	3.0	-1.3	0.1	–	–	–
47M-17	0.0	-0.5	3.2	-2.4	-5.1	–	–	–
49W	0.6	0.9	1.9	-1.2	0.1	–	–	–

Remarque : L'indice de saturation = log (produits de l'activité ionique) moins log (produits de solubilité).

saturées en calcite et en dolomie. Dans le panache de chlorure en provenance de l'enceinte des déchets spéciaux, le pH est généralement inférieur à 8.0 et fréquemment inférieur à 7.0 (par exemple, à 37M). Le pH le plus faible (5.78) a été mesuré à 67M. Le panache de chlorure est également caractérisé par des valeurs plus faibles de O_2 et de E_H, de concentrations accrues de sulfate et de sulfure (jusqu'à 1.1 mg/L) et des alcalinités titrables accrues. À plusieurs endroits, du bromure a été retrouvé en quantité suffisamment grande pour être mesuré; les concentrations les plus élevées étaient situées au voisinage de l'enceinte des déchets spéciaux (par exemple, à 37M, 16M et 17M).

En 1980 et 1982, la présence de fer, de manganèse et de métaux à l'état de trace a été recherchée dans les échantillons des eaux souterraines. À tous les sites près de l'enceinte des déchets spéciaux, la quantité de métaux à l'état de trace était faible, et seuls quelques sites (16M, 18M, 19M, 20M, 34M et 37M, figure 10) présentaient des concentrations de fer et/ou de manganèse relativement élevées (supérieures à 5 ppm et/ou 1.0 ppm respectivement). Étant donné que les métaux potentiellement toxiques ne semblaient pas être mobilisés et transportés, d'autres analyses n'ont pas été effectuées.

COMPOSÉS ORGANIQUES

Collecte des échantillons

La plus grande partie des échantillons des eaux souterraines pour l'analyse organique ont été obtenus par les échantillonneurs à plusieurs niveaux. Des essais sur le terrain à 56M ont montré que les tubes de polyéthylène utilisés pour la construction des échantillonneurs convenaient bien à la collecte des eaux contenant des matières organiques volatiles. Cet échantillonneur a été construit à l'aide de deux séries de tubes de polyéthylène et de téflon. Les données analytiques d'échantillons d'eau correspondants pour les deux types de tubes utilisés sont très comparables (tableau 15).

Les échantillonneurs à plusieurs niveaux installés en 1979 (16M à 21M et 23M) ainsi que les trois installés pendant l'hiver de 1982 (67M, 68M et 69M) se composaient d'un axe en PVC sur lequel les tubes ont été collés avec du ciment de PVC ou CPVC. Les essais en laboratoire ont montré que ces ciments contiennent des composés organiques volatiles (tableau 16) dont certains, en particulier le THF, ont été retrouvés dans des échantillons d'eau souterraine provenant de points d'échantillonnage voisins des joints collés. Par la suite, tous les autres dispositifs ont été construits sans colle.

La plus grande partie des échantillons d'eau souterraine utilisés pour l'analyse des composés organiques volatiles a été prélevée à l'aide d'un échantillonneur de matières organiques volatiles spécialement conçu pour l'occasion d'après une idée originale modifiée de J. Barbash, université de Waterloo (figure 35). Cet appareil a été fabriqué entièrement à partir d'acier inoxydable et de téflon et a été construit de façon à minimiser les pertes possibles de matières volatiles par volatilisation et par sorption durant l'échantillonnage.

Pour prélever un échantillon sur le terrain, le tube d'entrée d'eau de cet appareil était relié à un point sur un piézomètre à plusieurs niveaux et le tube de sortie d'eau à une pompe péristaltique. De l'eau était pompée du point d'entrée au point de sortie par une conduite de dérivation pendant environ 10 min à un débit d'environ 300 mL/min.

Tableau 15. Comparaison entre les types de canalisations au trou 56M-4 (moyenne de 4 aliquotes) (µg/L)

Composé	Téflon	Polyéthylène	Différence* %
Dichlorométhane	8.75	6.6	-25
1,1-Dichloroéthylène	4.06	3.83	-6
1,1-Dichloroéthane	89.6	93.5	+4
Trans-1,2-dichloroéthylène	34.4	32.9	-4
Chloroforme	1200.	1320.	+10
1,2-Dichloroéthane	146.	158.	+8
1,1,1-Trichloroéthane	72.2	72.9	+1
Tétrachlorure de carbone	94.7	96.7	+2
Trichloroéthylène	54.5	53.8	-1
Benzène	210.	227.	+8
Bromoforme	5.7	5.9	+4
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	1.75	0.9	-49
Toluène	232.	268.	+16
Chlorobenzène	2.75	2.5	-9
Éthylbenzène	3.16	4.08	+29

* Valeurs du téflon = 100 %.

Tableau 16. Composés décelés dans les adhésifs à PVC par CG/SM

Adhésif à CPVC	Adhésif à PVC
Dichlorométhane	Dichlorométhane
2-Propanone	2-Propanone
THF (MM)	THF (MM)
Butanone (M)	Butanone (M)
Chloroforme	Benzène
Tétrahydrométhylfurane	Dipropyléther
Benzène	Cyclohexanone (M)
Tétrahydrodiméthylfurane	2-hexanone
Acide propylacétique	Toluène
Cyclohexanone (M)	
Toluène	

MM – Très grandes quantités.
M – Important.

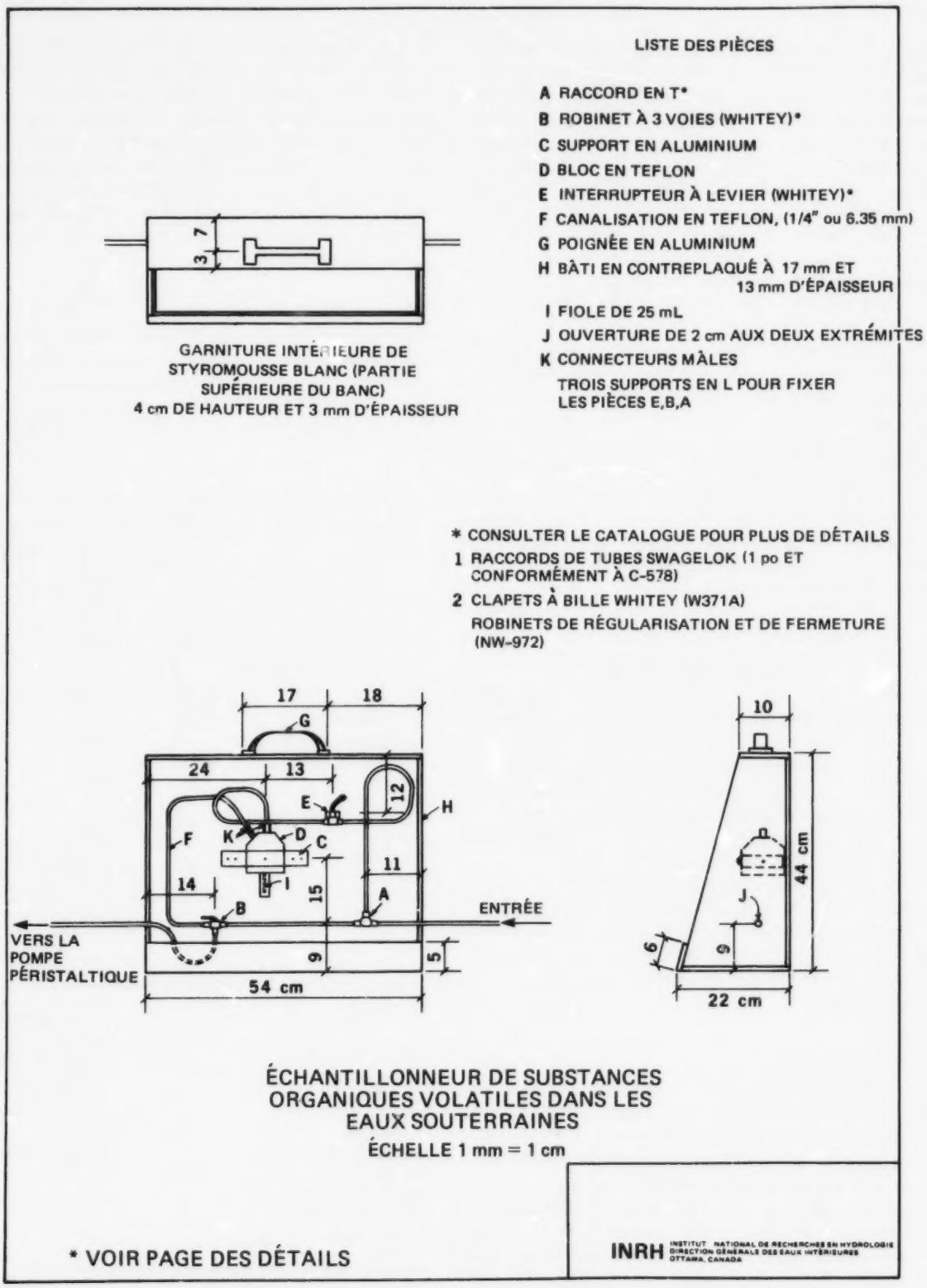


Figure 35. Échantillonneur de matières organiques volatiles conçu et construit par M. Priddle et B.W. Graham.

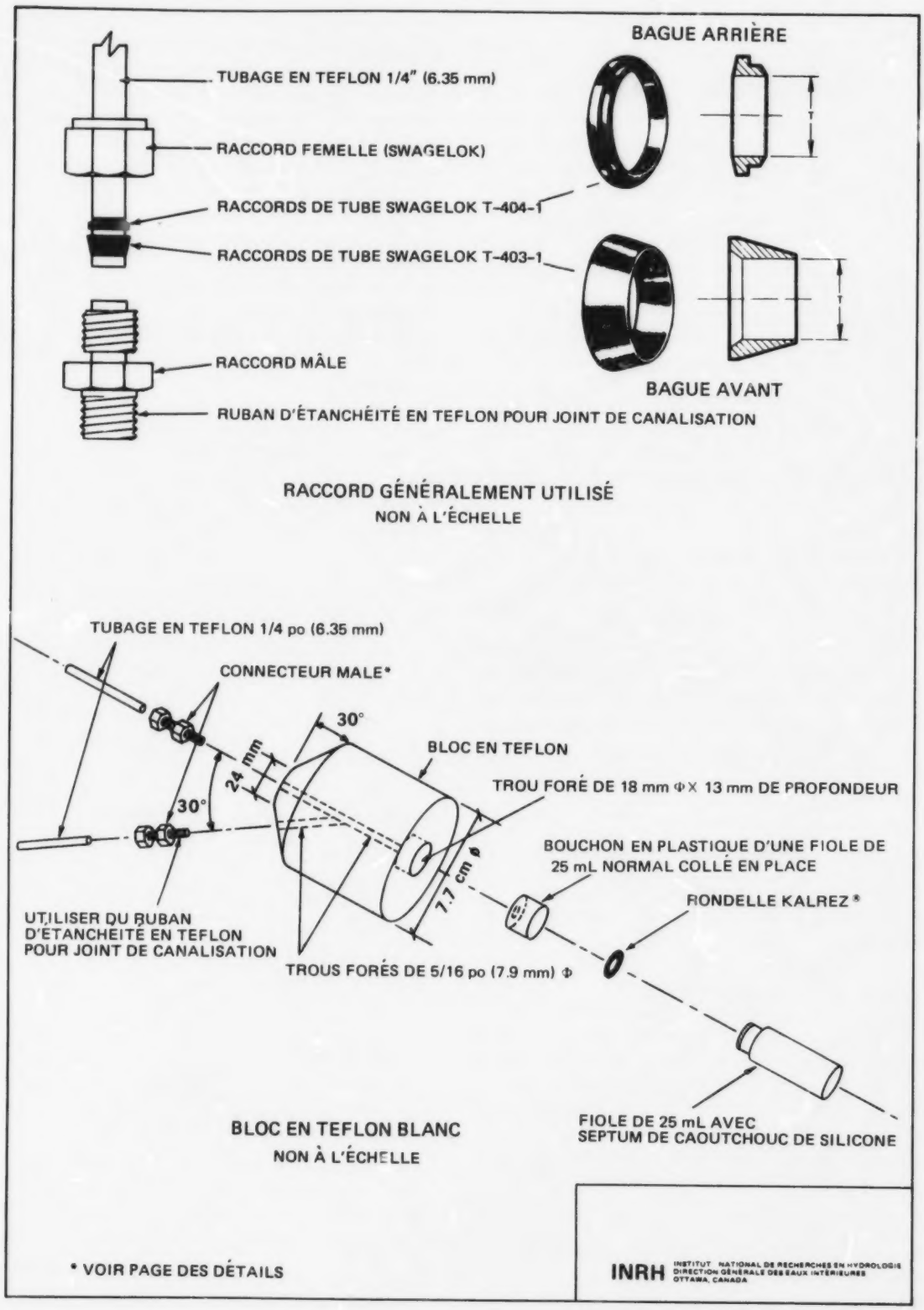
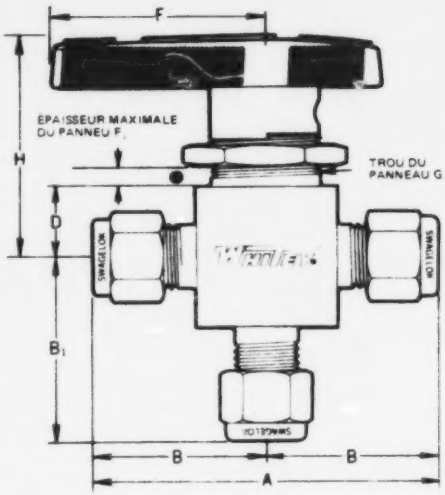
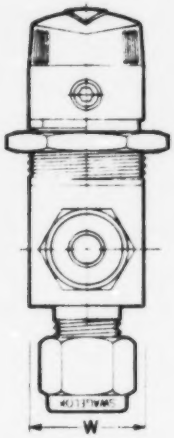
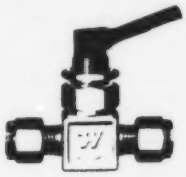


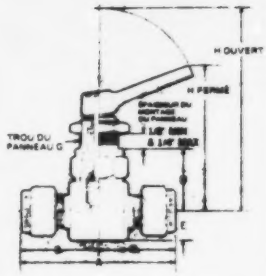
Figure 35 (suite)



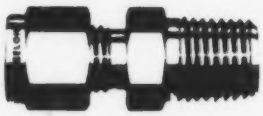
ROBINET À BOISSEAU SPHÉRIQUE À TROIS VOIES

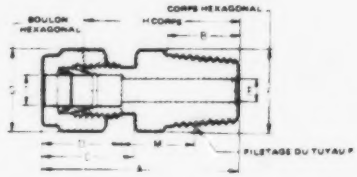




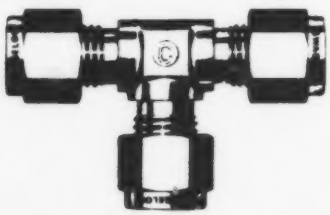


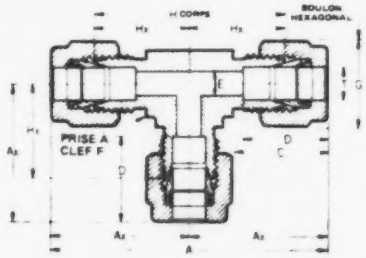
ROBINETS À LEVIER POUR FERMETURE DU CORPS UNITE





CONNECTEUR MÂLE - Tube de fraction joint au connecteur mâle à filetage NPT





RACCORD EN T - Tous les tubes de fractions

LISTE DES PIÈCES

QUANTITÉ	Nº DE CATALOGUE	MARQUE DE COMMERCE	PIÈCE
1	400-3	SWAGELOK	RACCORD EN T
2	400-1-4	SWAGELOK	CONNECTEUR MÂLE
1	43XS4	WHITEY	ROBINET À BOISSEAU SPHÉRIQUE À TROIS VOIES
1	1GS4	WHITEY	ROBINETS À LEVIER

INRH INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHES EN HYDROLOGIE DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES OTTAWA CANADA

Figure 35 (suite)

Une fiole de verre était fixée au bouchon de téflon et le robinet à trois voies placé de manière à produire un vide dans la fiole. Le robinet était ensuite ouvert pour permettre à l'eau de couler dans la fiole. Au bout de 1 min, l'écoulement était de nouveau dirigé vers la dérivation et la fiole de verre enlevée, vidée et vissée de nouveau sur le bouchon de téflon. Cette opération de rinçage était répétée quatre fois afin d'assurer la non-contamination du système et de la fiole. Après le quatrième remplissage, la fiole était enlevée et immédiatement scellée à l'aide d'un septum doublé de téflon, maintenu en place par une vis. On veillait à éliminer toute bulle de la fiole en enfonçant le septum jusqu'au ménisque de l'échantillon. Les fioles de verre contenant les échantillons étaient placées à l'obscurité à 4 °C avant d'être analysées.

À l'automne de 1983, à 83M, 84M, GTC1 et GTC2, un appareil amélioré (figure 36) a été utilisé pour prélever des échantillons aux fins d'une analyse de matières organiques volatiles. À l'aide de ce système, de l'eau était pompée d'un tube à plusieurs niveaux par une pompe péristaltique puis passait à travers un robinet à trois voies de teflon équipé d'une seringue de polypropylène de 50 mL munie d'un robinet de téflon. Pendant environ 10 min, l'eau souterraine était pompée à travers le robinet à trois voies, puis rejetée; ensuite, le débit de la pompe était réduit et le robinet placé de façon à ce que l'eau pénètre dans la seringue. Une fois que le volume d'eau nécessaire était rendu dans la seringue, le robinet à trois voies était placé de façon à permettre à la seringue de se vider dans l'égout. Ce procédé était répété une deuxième fois afin d'assurer un rinçage adéquat du robinet et de la seringue. La seringue était alors remplie une troisième fois après quoi

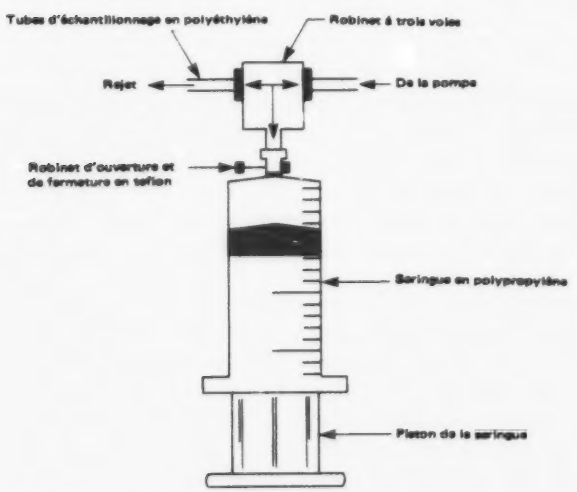


Figure 36. Seringue Farrington, Lockwood pour échantillonnage.

son robinet était fermé. La seringue remplie et son robinet étaient enlevés de l'échantillonneur et placés dans l'obscurité à 4 °C pour une période inférieure à 30 h. En effet, les essais en laboratoire ont montré qu'après ce temps, des modifications des concentrations des composés volatiles présents près de 33M, 52M, 53M et 54M pourraient être importantes à cause de l'extraction de substances du contenant (Farrington, Lockwood Co. Ltd., 1983).

Méthodes analytiques

Une analyse habituelle des composés organiques volatiles dans les échantillons d'eau souterraine a été effectuée par chromatographie des gaz purgés et piégés (Hewlett Packard 5830 A). La conformation de la présence de contaminants dans certains échantillons a été réalisée par chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse à l'aide d'un système CG/SM Finnigan 4000 muni d'un système spécialisé de données. Ces méthodes sont expliquées à la figure 37.

Dans le procédé d'analyse CG purgée et piégée, on fait barboter pendant 12 min du gaz N_2, très pur dans une partie aliquote de 5 mL d'échantillon à un débit de 40 mL/min. L'échantillon recueilli à l'aide de l'échantillonneur de matières organiques volatiles est transféré à la pipette des fioles de verre au tube d'injection du système de chromatographie gazeuse. Quand on a commencé à utiliser le système d'échantillonnage amélioré à seringues, le transfert s'est effectué en reliant une aiguille Luer Lock au robinet de teflon sur l'embout de la seringue et en injectant l'échantillon à travers une membrane directement dans le tube d'injection, de façon à éliminer l'exposition de l'échantillon à l'air.

Les composés organiques volatiles extraits de l'échantillon sont emprisonnés dans une colonne de gel de silice/Tenax, dont ils sont désorbés thermiquement à 250 °C pendant 10 min à 30 cm^3/min de N_2. Les composés organiques volatiles sont séparés par chromatographie à l'aide d'une colonne d'acier inoxydable Supelco contenant 1 % de SP-1000 de 60 à 80 mailles, Carbopak B, de 8 pi x 1/8 po, puis mesurés à l'aide d'un détecteur à flamme ionisante. L'identification et la quantification des contaminants ont été effectuées en comparant les spectres des échantillons avec ceux d'étalons commerciaux, de 40 µg/L. La réponse du détecteur à flamme ionisante était linéaire sur la plage des concentrations observée pour les échantillons.

Les analyses CG/SM ont été effectuées avec la fraction volatile ou à purger des eaux souterraines de Gloucester ainsi qu'avec les fractions basiques/neutres et acides ou phénoliques qui ont été séparées par extractions liquide-liquide

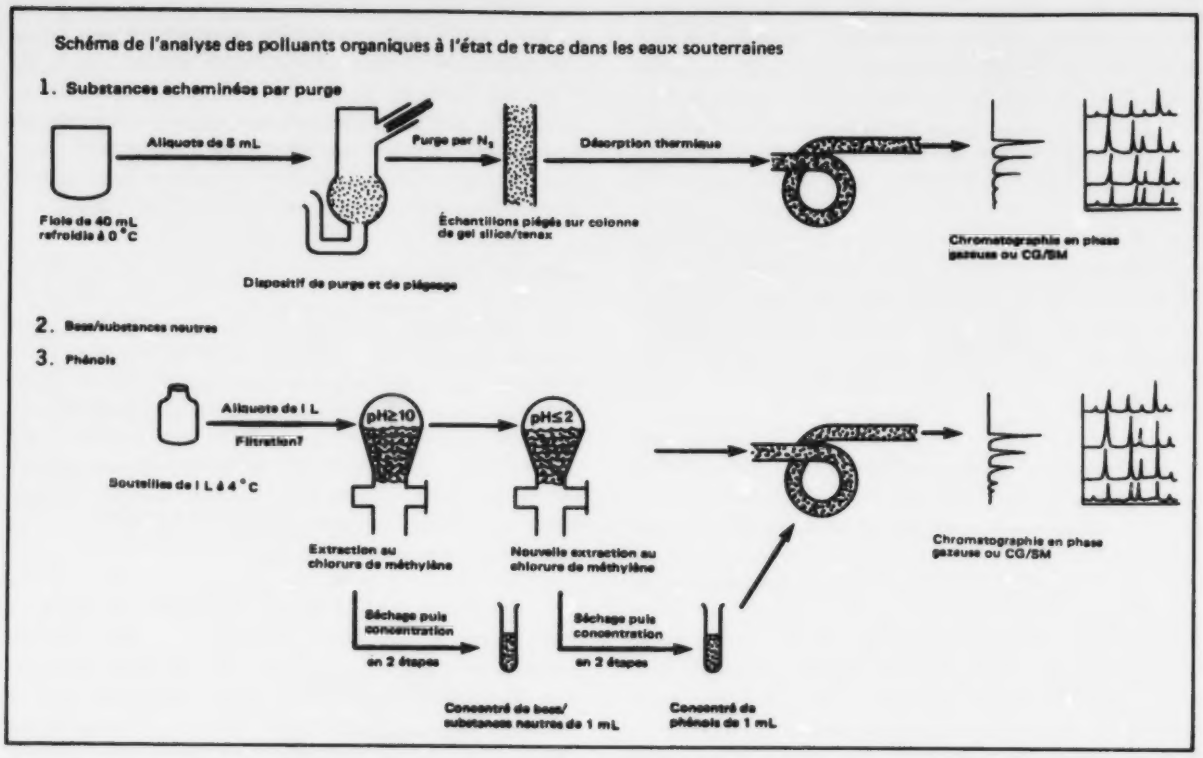


Figure 37. Représentation schématique de l'analyse des polluants dans les eaux souterraines par chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse (CG/SM).

(figure 37). Les extraits ont été séparés par chromatographie sur colonne capillaire de 30 m de silice fondue à phase greffée. La réponse des instruments a été vérifiée à l'aide d'un étalon interne (d 10 anthracène) et les temps de séjour ont été contrôlés à l'aide d'étalons externes.

Tout le matériel de verre utilisé lors de l'analyse a été lavé à l'eau et au savon et rincé successivement avec de l'eau, de l'eau distillée, de l'acétone et de l'hexane puis chauffé à 350 °C pendant au moins 7 h.

Contaminants organiques volatiles

Les résultats des analyses des composés organiques volatiles par CG et CG/SM sont donnés dans l'annexe E. Les paires de produits non séparés (par exemple 1,1-dichloroéthane et tétrahydrofurane) sont soulignés. Pour ces coéluats, les valeurs de concentration pour chacun des points d'échantillonnage ont été données dans la colonne du composé probablement présent ou prédominant, d'après des extrapolations de données de base de CG/SM disponibles pour quelques sites (annexe E et figures 38 et 39) et d'après les profils d'association avec les composantes identifiables.

Les distributions spatiales de plusieurs composés organiques au voisinage de l'enceinte des déchets spéciaux sont illustrées dans la figure 40. Pour chacun des sites, la valeur centrale représente la concentration maximale observée dans la coupe.

Comme dans le cas du chlorure, la contamination au nord et à l'est de l'enceinte des déchets spéciaux pourrait résulter de la pollution causée par l'enfouissement municipal plutôt que par le transport de contaminants de cette zone. La localisation des limites nord des panaches qui apparaissent à la figure 33 pourrait donc exagérer l'étendue réelle de la migration des contaminants en provenance de l'enceinte des déchets spéciaux. La configuration des distributions indique cependant que la migration des contaminants en provenance de la zone a lieu vers l'est et le sud-est, et que la distance de transport est variable pour différentes zones. La figure 41 montre les configurations détaillées des panaches le long d'une coupe orientée approximativement en est-ouest. Il apparaît que les contaminants pénètrent dans l'aquifère captif inférieur près de l'enceinte des déchets spéciaux et qu'ils sont transportés (figure 41) en profondeur dans ce système d'écoulement.

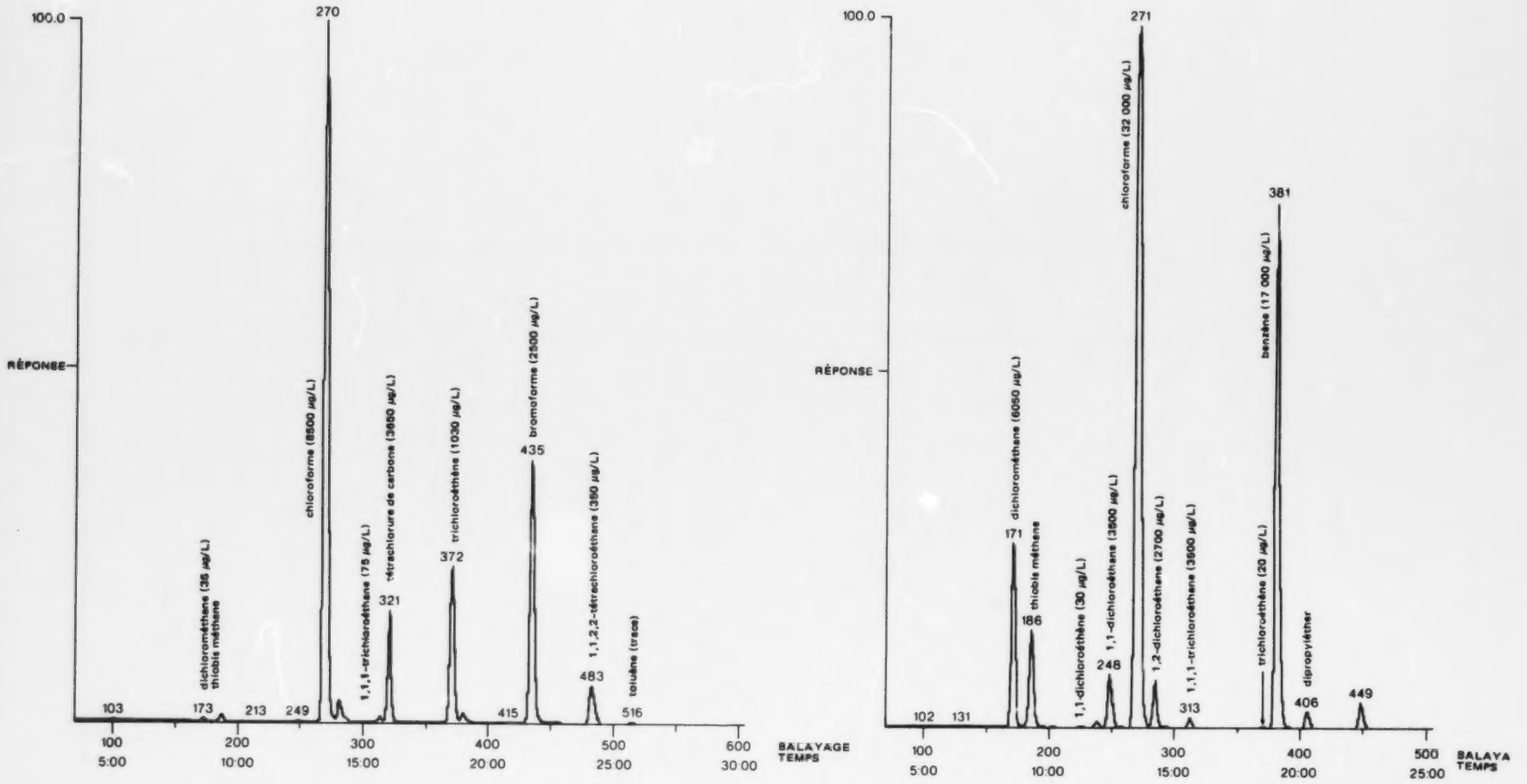


Figure 38. Analyse CG/SM (chromatogrammes du courant ionique retracé) des composés organiques volatiles dans deux échantillons d'eau souterraine de 37M.

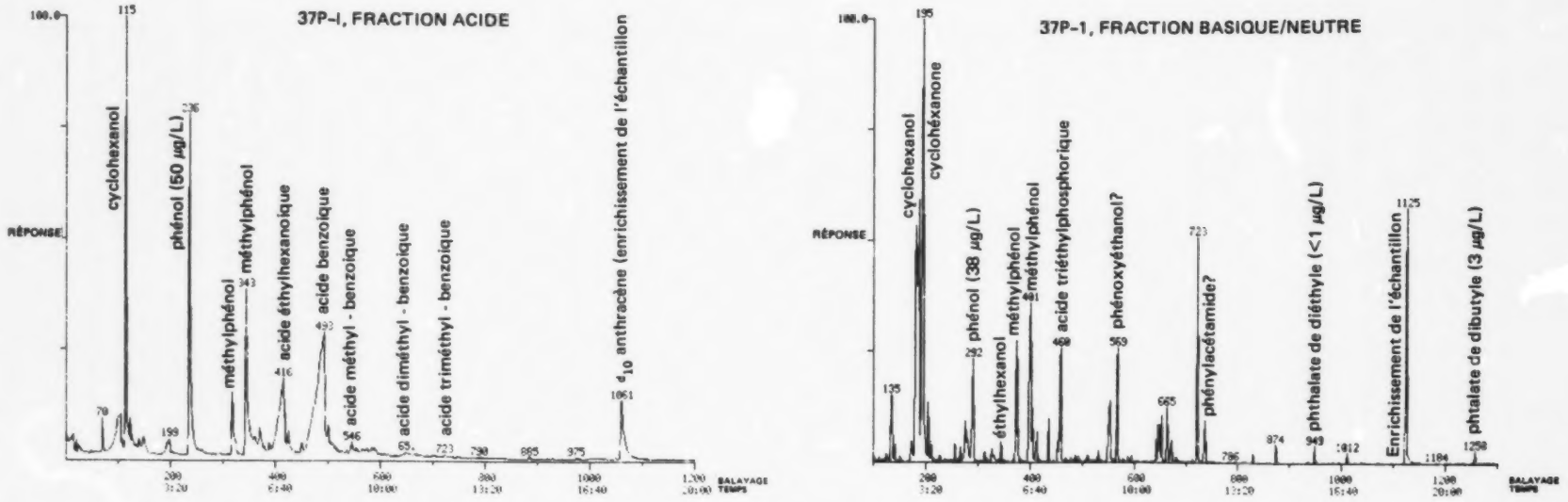


Figure 39. **Analyse CG/SM (chromatogrammes du courant ionique retracé) des composés organiques extraits (fractions acide et basique ou neutre) de 37P-1.**

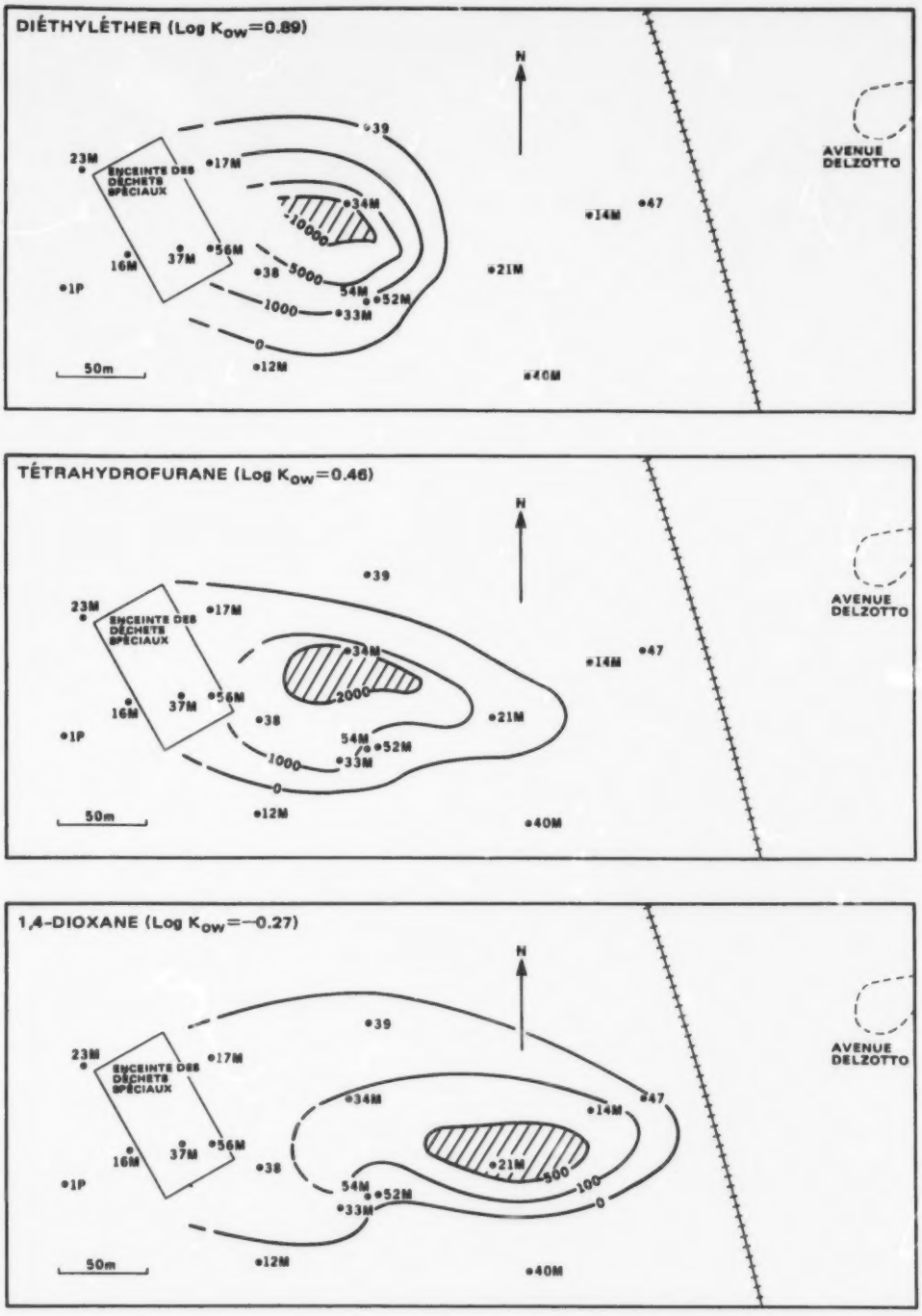


Figure 40. Vues en plan de six contaminants organiques (panache des déchets spéciaux) par ordre des valeurs croissantes de K_{ow}.

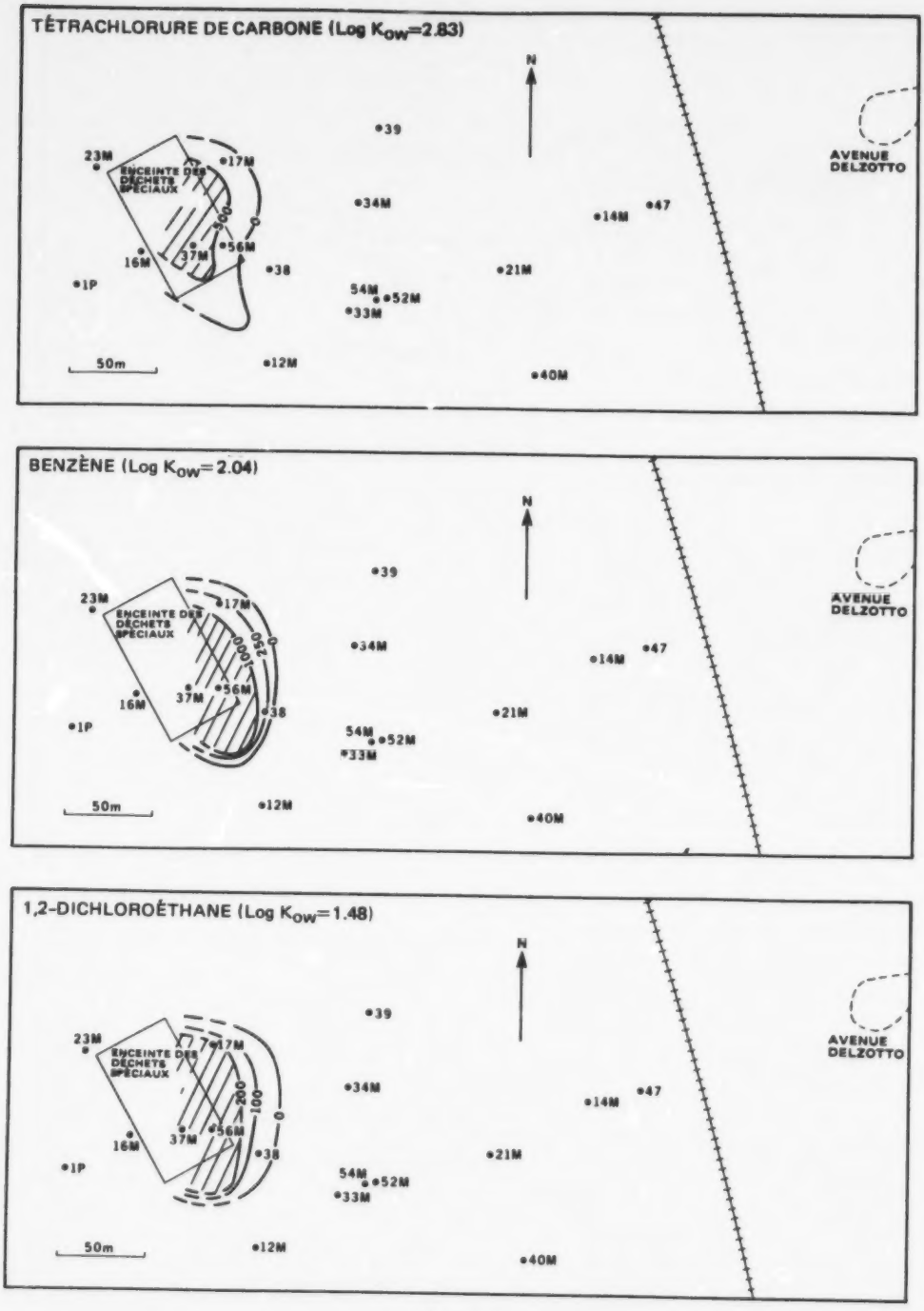


Figure 40 (suite)

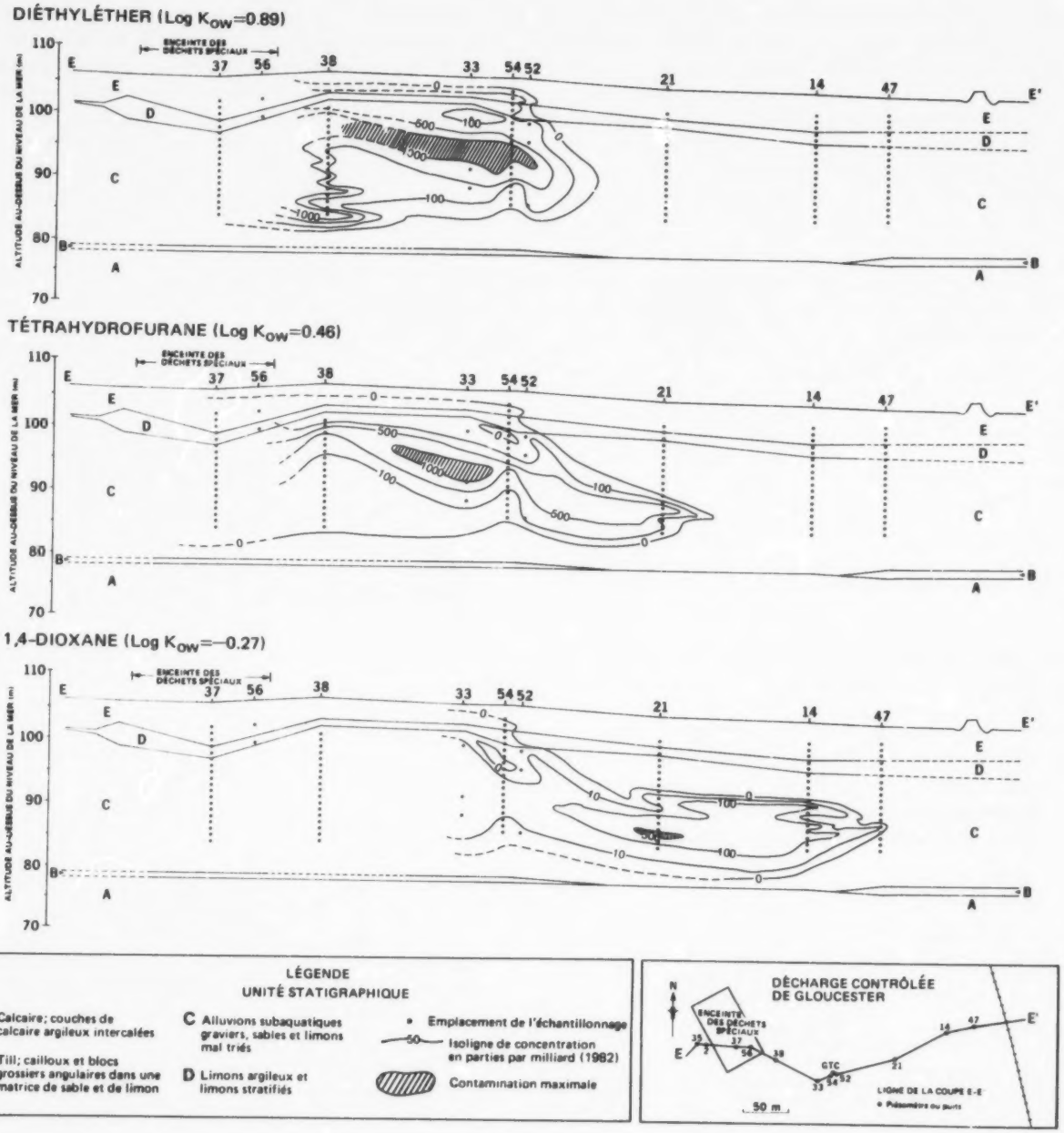


Figure 41. Vues de la coupe transversale de six contaminants organiques (panache des déchets spéciaux) par ordre des valeurs croissantes de K_{ow}.

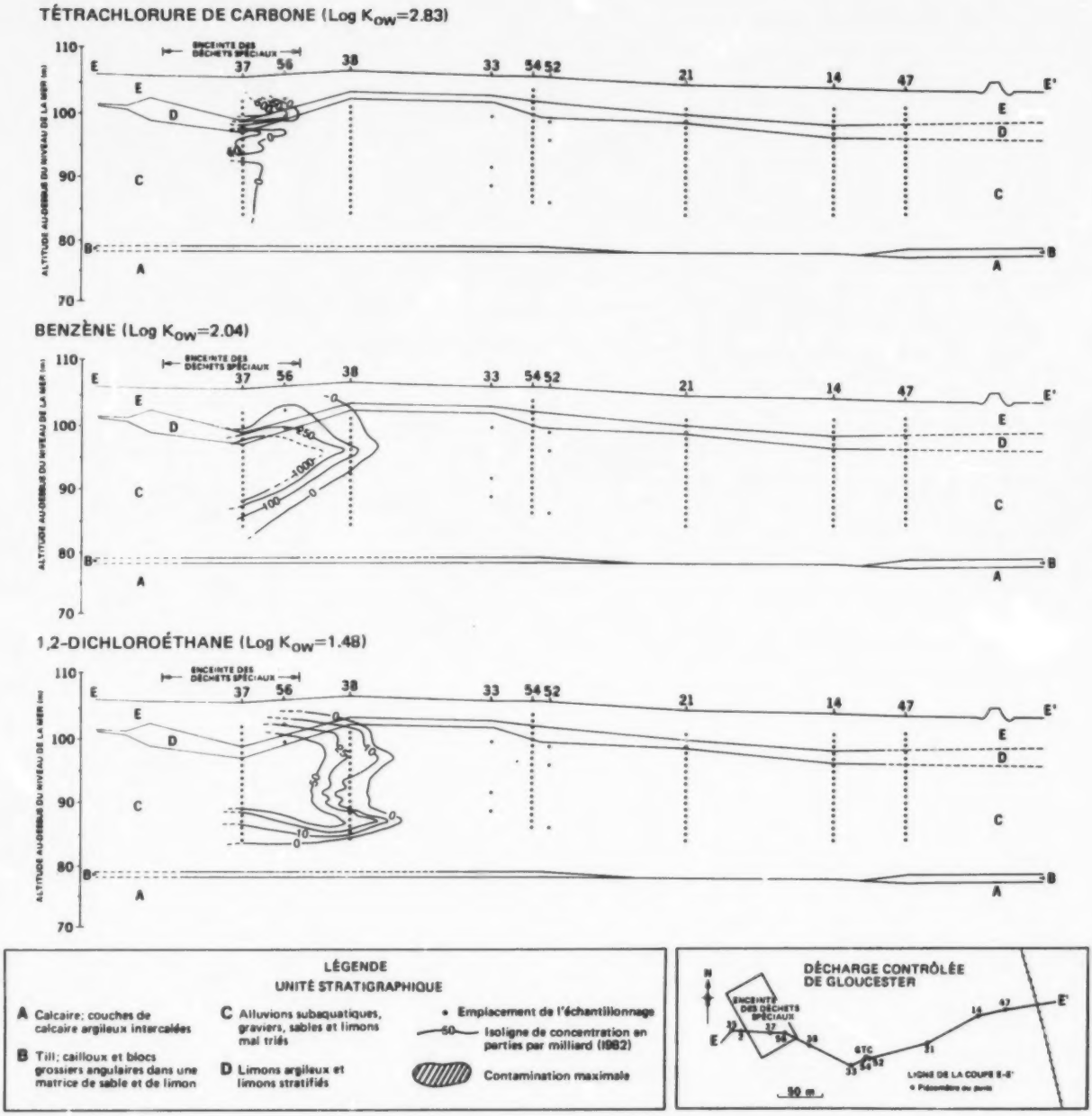


Figure 41 (suite)

Les coupes illustrent également très clairement les différences dans l'étendue de la migration pour les divers composés. Par exemple, la 1,4-dioxane s'est déplacée sur plus de 250 m tandis que le tétrachlorure de carbone demeure toujours à l'intérieur de l'enceinte des déchets spéciaux. Certaines des différences dans la distance de migration des divers composés reflètent de toute évidence le temps écoulé depuis leur rejet et leur distribution; cependant le processus principal de contrôle serait la vitesse de dispersion chromatographique des divers composés. La distance, donc la vitesse de migration, est en rapport inverse avec le coefficient de partage octanol-eau du composé (log K_{ow} est donné pour chacun des composés dans les figures 40 et 41), qui est une mesure du degré de retard prévu dans un système d'écoulement souterrain (équations 2.2 et 2.6). Les composés aliphatiques chlorés (tétrachlorure de carbone et 1,2-dichloroéthane) et les composés aromatiques (benzène) qui ont des coefficients de partage relativement élevés sembleraient beaucoup moins mobiles dans l'aquifère que les substances qui contiennent de l'oxygène et sont solubles dans l'eau (figure 41), comme par exemple la 1,4-dioxane dont les valeurs de log K_{ow} sont inférieures à 1.

On peut réécrire les équations 2.2 et 2.6 et montrer que pour une teneur de carbone organique sédimentaire donnée

$$R_f\text{-}1 = B\,(K_{ow})^{0.72} \qquad (5.1)$$

où B est une constante. Donc, pour un composé organique donné, z,

$$(R_f^z\text{-}1) = B\,(K_{ow}^z)^{0.72}$$

ou

$$\log (R_f^z\text{-}1) = 0.72 \log K_{ow}^z + \log B \qquad (5.2)$$

Les panaches des composés organiques les plus mobiles ont des formes très semblables à celui du chlorure, bien que moins étendues (figures 41 et 34). Si l'on suppose que tous les composés ont été enfouis en même temps et que le facteur de retard pour le chlorure est de 1, c'est-à-dire qu'il n'y a aucun retard, le facteur de retard pour un composé organique z peut être obtenu à partir de

$$R_f^z = \frac{T_{Cl}}{T_z} \qquad (5.3)$$

où T_{Cl} est la longueur du panache de chlorure et T_z est la longueur du panache du composé organique donné.

La longueur des panaches de chlorure et de composés organiques a été mesurée sur les figures 34 et 41 (en supposant que le site 37 représente la source et que le front d'un panache est là où la concentration est égale à 0.1 de la concentration maximale), les valeurs de R_f ont été calculées pour chaque composé organique (tableau 17). Le tableau 17 donne également les valeurs moyennes de R_f pour le diéthyléther, le tétrahydrofurane et la 1,4-dioxane déterminées indépendamment lors des essais de purge de puits de GTC. Ces valeurs sont très semblables à celles obtenues à partir des longueurs de panache. Le tableau 17 donne également les valeurs estimées à partir de l'équation 2.6.

Tableau 17. Facteurs de retard d'après les longueurs des panaches (R_{f1}), l'essai d'évaluation de purge de puits GTC (R_{f2}) et l'équation 2.6, en supposant que $f_{oc} = 0.0035$ (R_{f3}) ou que $f_{oc} = 0.01$ (R_{f4})

Composés	Log K_{ow}	R_{f1}	R_{f2}	R_{f3}	R_{f4}
1,4-Dioxane	-0.24	1.6	1.4	1.0	1.1
Tétrahydrofurane	0.46	2.2	2.2	1.1	1.4
Diéthyléther	0.89	3.3	3.0	1.3	1.8
1,2-Dichloroéthane	1.48	7.6	N.P.	1.8	3.1
Benzène	2.04	8.8	N.P.	2.9	6.4
Tétrachlorure de carbone	2.83	23.	N.P.	8.0	21.

N.P. – non décelé dans la section expérimentale de l'aquifère.

Dans la figure 42, les valeurs de log (R_f -1) ont été tracées en fonction des valeurs correspondantes de log K_{ow}. La distribution des points indique une relation linéaire ($r > 0.99$) et une pente de 0.50 qui, inférieure à 0.72 (équations 2.6 et 5.2), est cependant comprise dans la gamme des valeurs mesurées par Schwarzenbach et Westall (1981). Étant donné que les sédiments de l'aquifère inférieur sur le site de Gloucester contiennent plus de 0.1 %

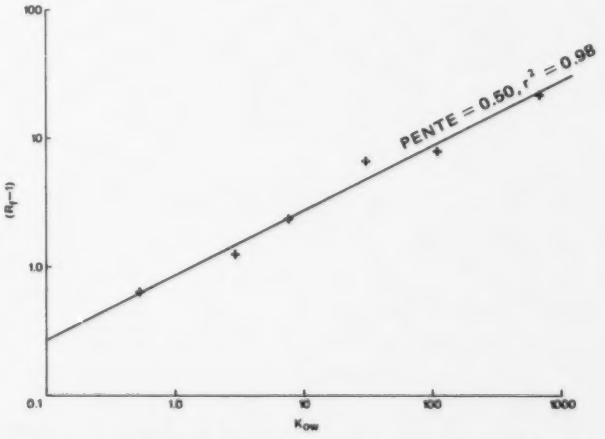


Figure 42. Estimation de la constante à caractère lipophile (a dans l'équation 2.5) de Schwarzenbach et Westall (1981).

de carbone organique, une pente de 0.50 indiquerait que le caractère lipophile de la matière organique (l'équation 2.5) est faible par rapport à celui des sédiments suisses étudiés par Schwarzenbach et Westall. Cette différence du caractère lipophile pourrait refléter l'origine de la matière organique sédimentaire. Une fraction significative de la matière organique dans les sédiments de l'aquifère à Gloucester provient de roches en place carbonatées du paléozoïque plutôt que d'organismes du temps de la sédimentation. La matière organique dans les sédiments de Gloucester a donc probablement été modifiée beaucoup plus par des processus de diagenèse.

Contaminants organiques non volatiles

Plusieurs analyses CG/SM ont été effectuées pour déceler la présence de composés chlorés non volatiles très toxiques dans les eaux souterraines sous l'enceinte des déchets spéciaux. Ces analyses ont généralement montré que ces composés non volatiles ne sont présents qu'en très faibles quantités tout au plus (p. ex. figure 39). D'après Mann Testing Laboratories (1983), deux herbicides phénoxy, le silvex et le 2,4-D, sont présents à des teneurs de ~20 ppb à 36W; on n'a cependant décelé ni pentachlorophénol ni DDT.

Une gamme de dioxines et de furanes polychlorés ont été décelés dans un échantillon de 10 L provenant de 37M-19; le profil congénère de cet échantillon (figure 43) est semblable au profil observé par Czuczwa et Hites (1984), qui en ont attribué la forme à la combustion de produits organiques chlorés, par exemple les solvants chlorés brûlés dans les tranchées dans l'enceinte des déchets spéciaux entre 1969 et 1980. Ce profil se caractérise par deux concentrations relativement importantes d'octachlorodibenzodioxines (OCDD) et d'heptachlorodibenzofuranes (HpCDF) et par l'absence de tétrachlorodibenzodioxine (TCDD). Il y avait en tout 59 ppq de dioxine polychloré et 43 ppq de furane polychloré dans cet échantillon, mais aucun BPC n'a été décelé.

Processus de transport et de transformation

Bien qu'il semble que la sorption ait causé une dispersion chromatographique des contaminants organiques qui ont prénétré dans l'aquifère de matériaux alluvionnaires, l'effet d'autres processus physiques et chimiques sur la migration des contaminants est moins claire. Parmi ceux-ci, il faut envisager 1) l'existence possible d'un écoulement à deux phases permettant le transport simultané des phases aqueuses et organiques et 2) la transformation des contaminants organiques (chapitre 2).

À ce jour, rien n'indique avec certitude l'existence de cet écoulement à deux phases; en effet, il n'y a eu aucune observation directe d'une phase organique dans les carottes de sédiments récupérés sous l'enceinte des déchets spéciaux. De plus, les concentrations maximales de tous les composés organiques identifiés dans les échantillons prélevés à l'aide d'échantillonneurs à plusieurs niveaux étaient bien inférieures aux limites de solubilité de ces composés (tableau 3), ce qui indique l'improbabilité d'un tel écoulement à deux phases. Par exemple, les concentrations les plus élevées de chloroforme ou de benzène mesurées à 16M entre 1980 et 1983 étaient <0.1 % de leurs solubilités aqueuses; la figure 44 présente la migration de ces panaches sous l'enceinte des déchets spéciaux. Lorsque les polluants

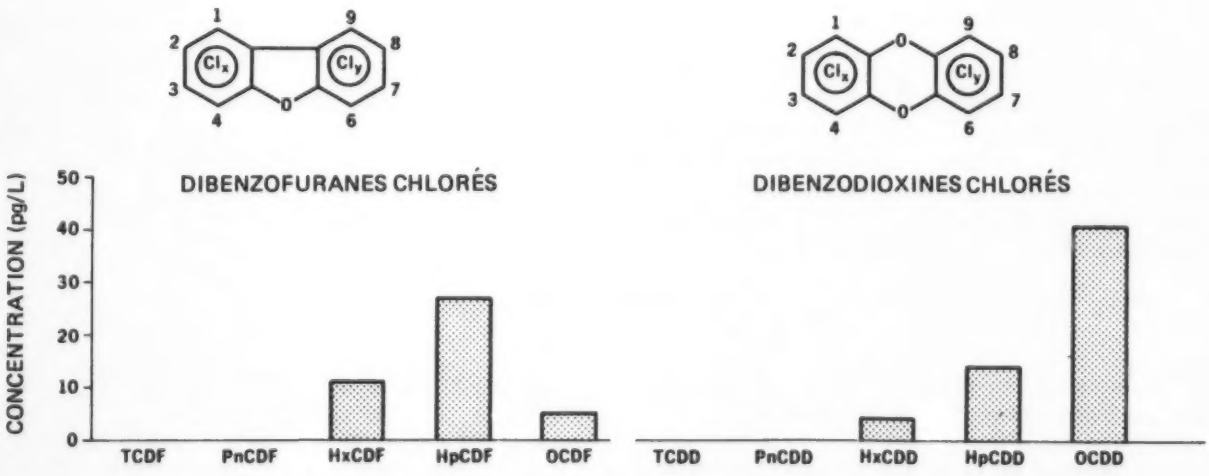


Figure 43. Profil congénère des dioxines et furanes polychlorés dans un échantillon d'eau souterraine de 37M-19.

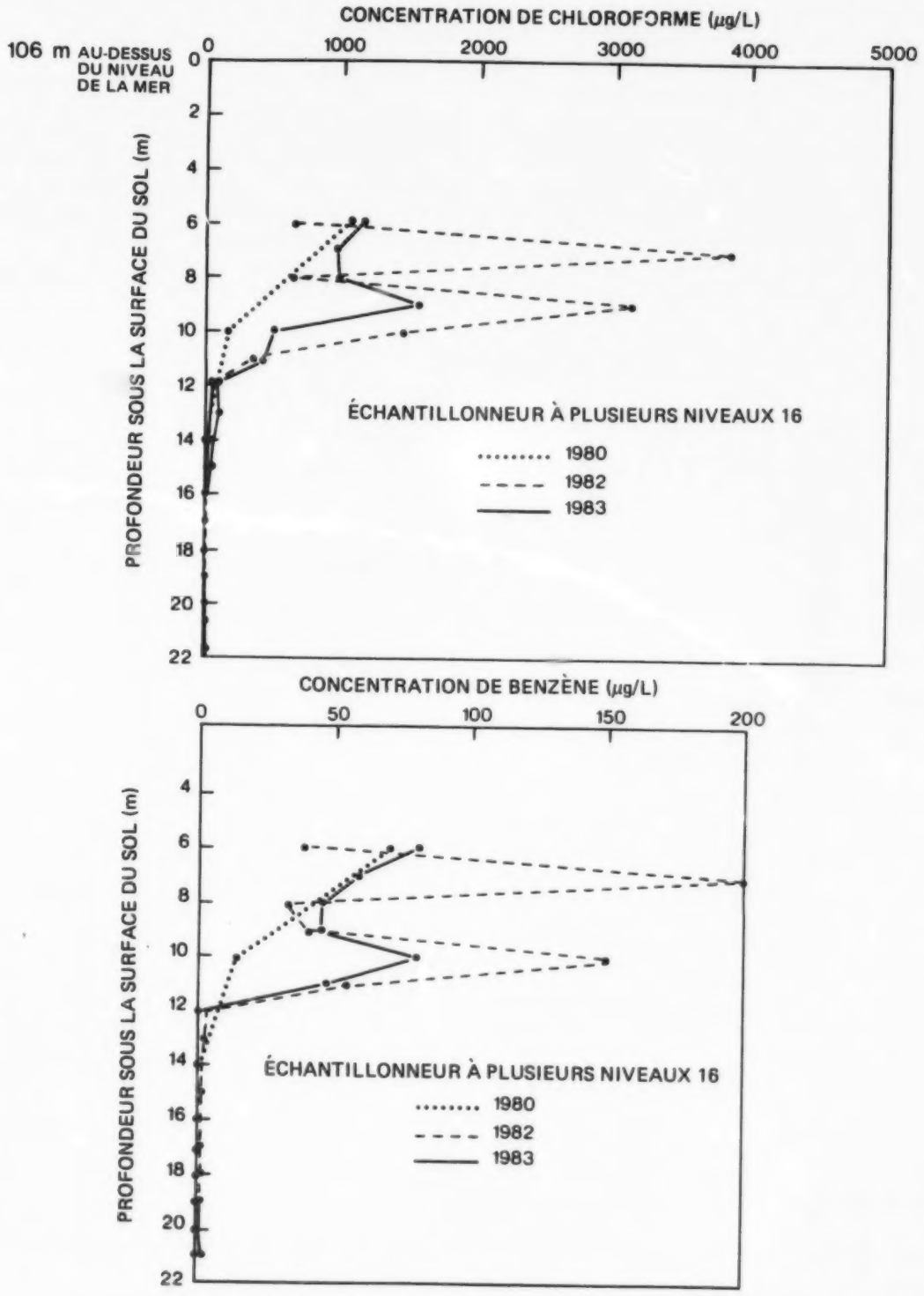


Figure 44. **Variations annuelles de la distribution verticale des contaminants organiques volatiles à 16M.**

organiques ont atteint 67M (figure 45), il semblerait y avoir eu bifurcation verticale dans le panache, bien que celle-ci ne soit pas causée par la densité, comme cela serait le cas s'il s'agissait d'un écoulement en deux phases. Les deux panaches à 67M contiennent des composés dont les densités sont inférieures ou supérieures à celle de l'eau. Le panache supérieur contient les valeurs maximales de chloroforme (densité = 1.5), de 1,2-dichloroéthane (1.25) et d'acétone (0.8), et le panache inférieur contient des maximums semblables pour le benzène (0.9), le trichloroéthène (1.5) et le toluène (0.9). Il semblerait donc que les deux panaches de la figure 45 reflètent deux enfouissements différents qui suivent des trajectoires d'écoulement différentes sous l'enceinte des déchets spéciaux.

Nous avons remarqué dans le chapitre 2 que la transformation de contaminants organiques dans les systèmes d'écoulement d'eau souterraine est étroitement liée à l'environnement redox. Des mesures du sulfure aqueux dissous ont été effectuées (annexe D) afin de déterminer l'état redox des eaux souterraines, ces mesures étant utilisées pour donner une description très claire des conditions anoxiques (Jackson et Patterson, 1982). Les conditions redox dans l'aquifère de matériaux alluvionnaires sous et dans le

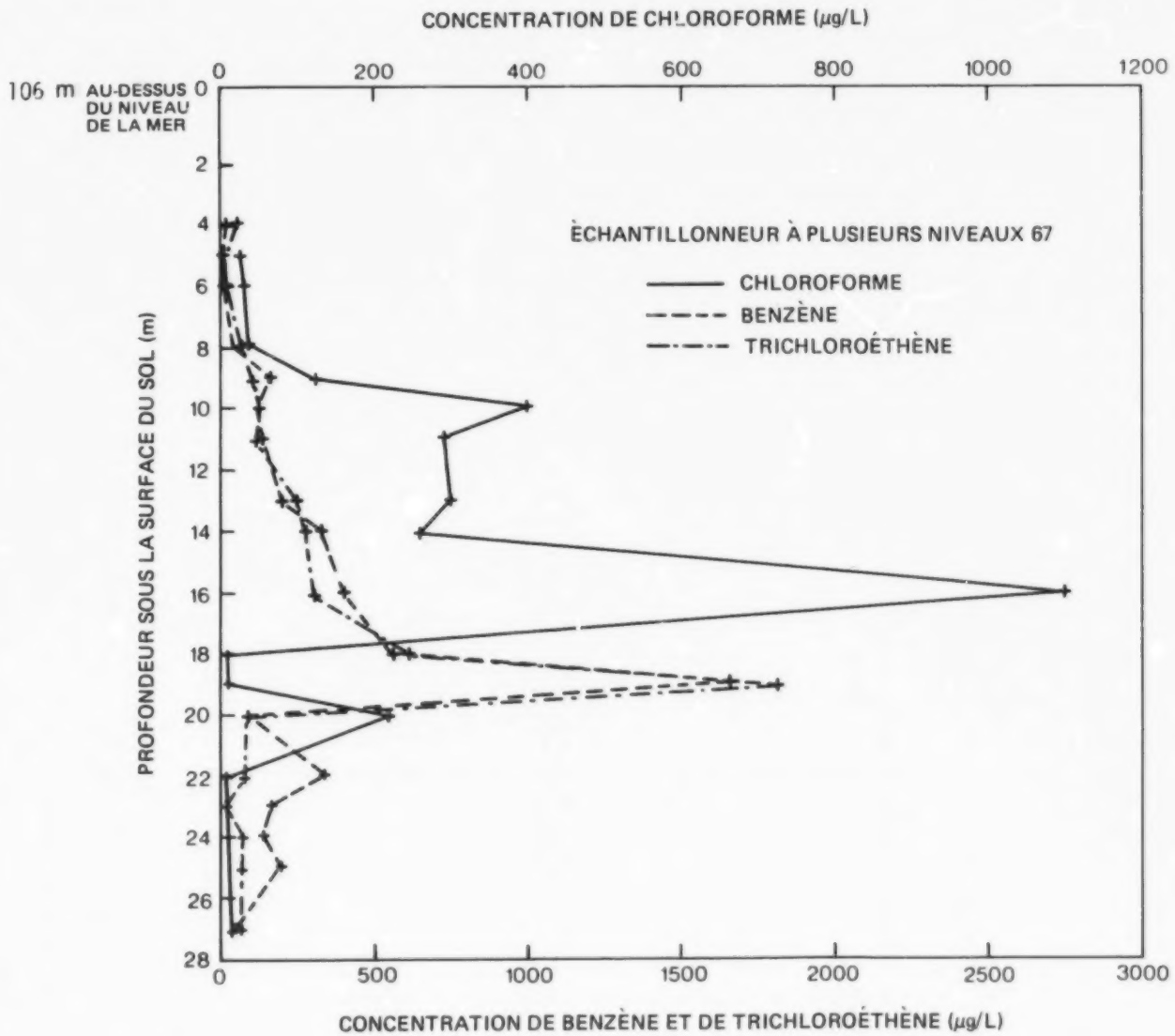


Figure 45. Distribution verticale des contaminants organiques volatiles à 67M.

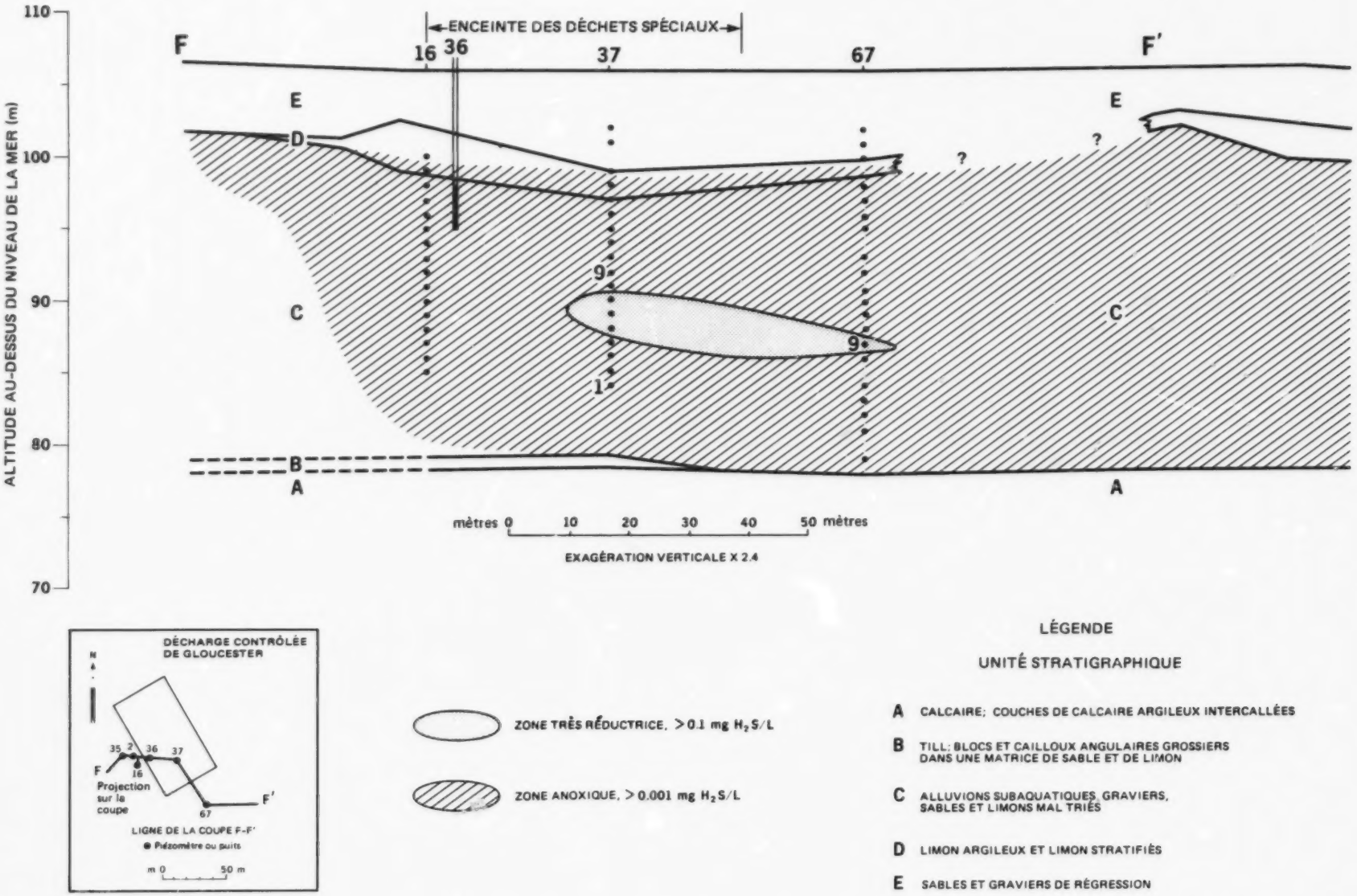


Figure 46. Vue de la coupe transversale de l'enceinte des déchets spéciaux montrant les concentrations de sulfure dissous.

Tableau 18. Conditions redox en aval et sous l'enceinte des déchets spéciaux

Moniteur	pH	H_2S (mg/L)	E_H(Pt) (V)	pE(S(VI)/S(-II))	E_H(pE) (V)
37M-1	7.77	0.010	0.09	-9.2	-0.55
37M-9	6.97	0.075	0.13	-8.3	-0.49
67M-9	5.78	1.1	-0.04	-7.1	-0.42
14M-1	7.80	0.005	0.24	-9.2	-0.52
14M-5	7.70	0.035	0.04	-9.4	-0.55
21M-9	7.50	0.005	0.14	-8.9	-0.53

Remarque : H_2S est le H_2S analytique total mesuré à l'aide d'une électrode sélective; voir Gulens (1985).
E_H(Pt) est le potentiel de l'électrode mesurée Pt par rapport à l'électrode d'hydrogène normale de 0.0 V.
pE(S(VI)/S(-II)) est le pE du couple sulfate/sulfure de WATEQF (Truesdell et Jones, J. Res. U.S. Geol. Surv., 1974, 2(2), p. 233-248, équation 46).
E_H(pE) est la valeur E_H calculée à partir de pE(S(VI)/S(-II)).

Tableau 19. Limite supérieure calculée très pessimiste du risque d'un cancer lié à la consommation d'un échantillon d'eau souterraine en provenance du puits 20M

Composé	Concentration (µg/L)		Limite de 95 % X 10^{-6}		Limite supérieure du risque d'un cancer durant toute une vie
Chloroforme	586	X	4.1	=	2402
Tétrachlorure de carbone	60	X	1.9	=	114
1,2-Dichloroéthane	27	X	1	=	27
1,1-Dichloroéthane	8	X	150	=	1200
Benzène	100	X	4.4	=	440

Somme = 4183 X 10^{-6}

Calcul du risque pour l'échantillon 20M = 1/(4183 X 10^{-6}) = 1 dans 240

Remarque : Les concentrations proviennent d'une moyenne des concentrations des échantillons du puits 20M (Annexe E), et représentent une analyse très pessimiste.

sens de gradient du panache des déchets spéciaux sont résumés au tableau 18 et illustrés dans la figure 46; l'aquifère de matériaux alluvionnaires est de toute évidence dans un état très anoxique et ces conditions sont tout indiquées pour la transformation de composés aliphatiques à un et deux carbones (tableau 6).

Il n'est pas simple de reconnaître les produits de transformation dans les eaux souterraines sous l'enceinte des déchets spéciaux parce qu'une liste complète du nom et des quantités des composés enfouis n'est pas disponible. Cependant, la présence de quantités importantes de méthanol dans la zone de forte réduction à 37M-9 et d'environ 100 ppb d'éthanethiol (éthylmercaptan) à 36W (Mann Testing Laboratories, 1983) serait due à leur formation *in situ*. Le méthanol résulte probablement de la transformation, catalysée par des agents microbiens, de méthane halogéné (soit S_N1 avec de l'eau ou S_N2 avec OH, figure 8). Schwarzenbach et coll. (sous presse) et McCarty et coll. (1984) ont traité tous deux des possibilités de la formation de thiols ou de mercaptans (c'est-à-dire de composés organiques contenant un groupe -SH directement lié à un atome de carbone) dans des environnements anoxiques. En fait, Schwarzenbach et ses collègues ont démontré la transformation, par des réactions de substitution nucléophile, de composés aliphatiques halogénés en thiols et en sulfure de dialkyle dans des eaux souterraines anoxiques semblables à celles de Gloucester (chapitre 2). Ces chercheurs ont de plus montré l'importance accrue de ces réactions S_N2 (c'est-à-dire dans lesquelles les groupes -SH agissent comme nucléophiles) par rapport aux réactions d'hydrolyse aux faibles températures rencontrées généralement dans les aquifères canadiens (~10 °C).

Il est possible de mieux comprendre les réactions de transformation en essayant de comparer les rapports entre les précurseurs et les produits le long de la trajectoire d'un panache. En plus de l'ignorance de la nature des composés d'un site, il existe deux autres difficultés. La première est liée aux incertitudes de la détermination de la trajectoire exacte d'un panache sous une décharge contrôlée où il peut y avoir plusieurs panaches qui se chevauchent dans le

même aquifère, et la deuxième est liée à l'effet semblable sur la valeur du rapport de la sorption et de la transformation, dans le cas de composés halogénés. Les réactions de transformation de composés halogénés (p. ex. figure 8) doivent nécessairement entraîner la diminution du rapport précurseur/produit le long de la trajectoire du panache. Il faut cependant noter que le produit sera plus mobile que son précurseur parce que la perte d'un halogène accroît la nature hydrophile d'un composé. Cependant, si toute transformation cesse de façon abrupte à un point ou l'autre du panache, le rapport précurseur/produit continuera quand même à décroître le long de la trajectoire vu la sorption et le freinage préférentiels du précurseur plus halogéné par rapport au produit moins halogéné.

Les dangers pour la santé de consommer de l'eau souterraine contaminée

Une méthode à plusieurs étapes pour évaluer le risque possible d'un cancer si l'on consomme de l'eau souterraine contaminée a été présentée au chapitre 2. Le tableau 19 présente les concentrations et les risques évalués d'avoir un cancer pendant la durée d'une vie pour une analyse la plus pessimiste possible à l'aide de quelques données de Gloucester. Si l'on suppose que les risques sont cumulatifs, le risque d'avoir un cancer pendant la durée d'une vie par suite de la consommation durant toute une vie d'eau dont les caractéristiques sont semblables à celles données ici est d'environ 0.0004, soit 1 sur 240. Cela signifie que si tous les résidents du voisinage de Leitrim/Quinn/Delzotto (soit environ 200 résidents) buvaient de cette eau souterraine durant toute leur vie, seul un cancer serait probablement causé par la consommation de ces cinq composés. Étant donné qu'il s'agit là de l'analyse la plus pessimiste possible et que ce niveau de contamination n'a pas encore atteint les puits domestiques de ce voisinage, nous pouvons conclure que rien n'indique qu'une personne peut avoir souffert de la consommation des eaux souterraines dans cette région. Cependant, il y a une menace et ces contaminants devront être éliminés.

Études d'évaluation des décharges contrôlées

L'historique des études effectuées à la décharge contrôlée de Gloucester et les résultats des études en laboratoire et sur le terrain indiquent qu'une évaluation fiable des risques potentiels liés aux décharges contrôlées ne peut être déterminée qu'à partir de données hydrogéologiques et hydrogéochimiques détaillées.

C'est en 1979 que l'INRH s'est intéressé au site de Gloucester avec l'intention d'étudier la mobilité des métaux lourds sous l'enceinte des déchets spéciaux, deux ans après l'évaluation préliminaire du site entreprise par Gartner, Lee Associates Ltd., Toronto (1978) pour le compte du SPE qui a fourni les bases hydrogéologiques nécessaires à l'étude de l'INRH. Au moment de l'étude de Gartner, Lee (SPE), il ne paraissait pas important de mesurer les polluants organiques dans les eaux souterraines. Ce n'est qu'au début de 1981, au moment où 13 échantillons d'eau souterraine prélevés dans la nappe aquifère superficielle ont été analysés par le ministère de l'Environnement de l'Ontario, à Rexdale, que l'ampleur de la pollution organique a été réalisée. Plus tard en 1981, les travaux de l'INRH ont révélé qu'un panache séparé de produits chimiques organiques volatiles migrait dans l'aquifère inférieur à partir de l'extrémité sud de l'enceinte des déchets spéciaux au moins jusqu'à 21M (par exemple, voir la figure 15, avril 1982, rapport annuel). La cartographie détaillée de ce panache en 1982 et 1983, ainsi que les travaux hydrogéologiques effectués par l'INRH et GTC, ont confirmé l'ampleur et le degré de la contamination. Ce n'est donc qu'après plusieurs années d'études que l'importance du problème est apparu.

D'après les résultats des premières étapes des activités de l'INRH à la décharge de contrôle de Gloucester, une évaluation d'un site d'enfouissement qui semble contaminer les eaux souterraines devrait comporter les éléments suivants :

1) une évaluation hydrostratigraphique détaillée.
2) des essais sur le terrain poussés afin de déterminer les propriétés hydrauliques des matériaux de l'aquifère.
3) la détermination du profil d'écoulement des eaux souterraines autour du site et d'un profil très détaillé dans des zones d'enfouissement de déchets dangereux.
4) des mesures *in situ* des vitesses des eaux souterraines.
5) un échantillonnage chimique détaillé qui porte plus particulièrement sur les contaminants qui auraient été enfouis à ce site, par exemple, métaux lourds, anions toxiques (p. ex. arsenic) et solvants organiques.

Les coûts d'une évaluation de cette nature seront supérieurs à 60 000 $ par site, et beaucoup supérieurs quand la trajectoire souterraine principale se situe dans des roches fracturées. Si de moins grosses sommes sont allouées à l'évaluation du site, celui-ci pourrait bien être déclaré non contaminé quand, en fait, il cause une importante pollution des eaux souterraines avoisinantes. L'évaluation d'un site doit donc être effectuée de manière à ce qu'il n'y ait qu'une faible probabilité (probabilité acceptable) qu'une situation dangereuse ne soit pas identifiée.

Références

Albertsen, M. et G. Matthess. 1978. Ground air measurements as a tool for mapping and evaluating organic pollution zones. Proc. Int. Symp. on Ground Water Pollution by Oil Hydrocarbons, Int. Assoc. Hydrogeologists, Prague.

Atwater, J.W. 1984. A case study of a chemical spill: polychlorinated biphenyls (PCBs) revisited. Water Resour. Res. 20(2): 317-319.

Aveyard, R. et D.A. Haydon. 1973. *An Introduction to the Principles of Surface Chemistry*. Cambridge University Press. Cambridge.

Bear, J. 1972. *Dynamics of Fluids in Porous Media*. American Elsevier, New York.

Belanger, J.R. et J.E. Harrison, 1980. Regional geoscience information, Ottawa-Hull. Com. géol. Can. Étude 77-11, Carte 1425A, Surficial materials and terrain features.

Bouwer, E.J. 1983. Laboratory and field evidence for transformations of trace halogenated organic compounds. Dans Preprint Extended Abstract, Am. Chem. Soc. Div. Environ. Chem. 23(2): 291-293.

Bouwer, E.J. et P.L. McCarty. 1983a. Transformations of 1- and 2-carbon halogenated aliphatic organic compounds under methanogenic conditions. Appl. Environ. Microbiol. 45(4): 1286-1294.

Bouwer, E.J. et P.L. McCarty. 1983b. Transformations of halogenated organic compounds under denitrification conditions. Appl. Environ. Microbiol. 45(4): 1295-1299.

Briggs, G.G. 1981. Theoretical and experimental relationships between soil adsorption, octanol-water partition coefficients, water solubilities, bioconcentration factors, and the parachor. J. Agric. Food Chem. 29: 1050-1059.

Burlinson, N.E., L.A. Lee et D.H. Rosenblatt. 1982. Kinetics and products of hydrolysis of 1,2-dibromo-3-chloropropane. Environ. Sci. Technol. 16(9): 627-632.

Burmaster, D.E. et R.H. Harris. 1982. Groundwater contamination: an emerging threat. Technol. Rev. 85: 50-62.

Castro, C.E. et N.O. Belser. 1968. Biodehalogenation, Reductive dehalogenation of the biocides ethylene dibromide, 1,2-dibromo-3-chloropropane, and 2,3-dibromobutane in soil. Environ. Sci. Technol. 2(10): 779-783.

CEQ (Council on Environmental Quality). Janvier 1981. Contamination of Ground Water by Toxic Organic Chemicals, Washington, D.C.

Champ. D.R., J. Gulens et R.E. Jackson. 1979. Oxidation-reduction sequences in ground water flow systems. Can. J Earth Sci. 16(1): 12-23.

Cheel, R.J. 1982. The depositional history of an esker near Ottawa. Canada. Can. J. Earth Sci. 19(7): 1417-1426.

Cherry, J.A., R.W. Gillham, E.G. Anderson et P.E. Johnson. 1983. Migration of contaminants in ground water at a landfill: a case study. 2. Groundwater monitoring devices. J. Hydrol. 63: 31-49.

Chiou, C.T. 1981. Partition coefficient and water solubility in Environmental Chemistry. Dans Hazard Assessment of Chemicals, Vol. 1, préparé par J. Saxena et F. Fisher, Academic Press, New York, pp. 117-153.

Chiou, C.T., L.J. Peters et V.M. Freed. 1979. A physical concept of soil-water equilibria for nonionic organic compounds. Science, 206: 831-832.

Chiou, C.T., P.E. Porter et D.W. Schmedding. 1983. Partition equilibria of nonionic organic compounds between soil organic matter and water. Environ. Sci. Technol. 17(4): 227-231.

Chiou, C.T., D.W. Schmedding et M. Manes. 1982. Partitioning of organic compounds in octanol-water systems. Environ. Sci. Technol. 16: 4-10.

Curtis, G. et P.V. Roberts. Mars. 1984. Sorption of organic solutes: comparison between laboratory-estimated retardation factors and field observations. Preprint, Second International Groundwater Quality Research Conference, Tulsa, Oklahoma, U.S.A.

Czuczwa, J.M. et R.A. Hites. 1984. Environmental fate of combustion-generated polychlorinated dioxins and furans. Environ. Sci. Technol. 18(6): 444-450.

Degens, E.T. et K. Mopper. 1976. Factors controlling the distribûtion and early diagenesis of organic material in marine sediments. Chapitre 31 de *Chemical Oceanography*, 2e éd., Vol. 6, préparé par J.P. Riley et R. Chester, p. 59-113, Academic Press, London.

Ehrlich, G.G., D.F. Goerlitz, E.M. Godsy et M.F. Hult. 1982. Degradation of phenolic contaminants in ground water by anaerobic bacteria: St. Louis Park, Minnesota, Ground Water, 20(6): 703-710.

Esaac, E.G. et F. Matsumura. 1980. Metabolism of insecticides by reductive systems. Pharmacol. Ther. 9(1): 1-26.

Farrington, Lockwood Co. Ltd. 1983. Final report on sampler development, standards development and volatile organic analysis for the "Gloucester Special Waste Site" purge well demonstration project. Remis à Geological Testing Consultants, Ottawa, Canada.

Freeze, R.A. et J.A. Cherry. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, U.S.A.

French, H.M. et B.R. Rust. 1981. Stratigraphic investigation — South Gloucester Special Waste Disposal Site final report. Environnement Canada, Contrat 0SU80-00313.

Gadd, N.R. 1963. Surficial geology of the Ottawa map-area, Ontario and Quebec 31G/5. Com. géol. Can. Étude 62-16.

Gadd, N.R. 1978. Mass flow deposits in a Quaternary succession near Ottawa, Canada, diagnostic criteria for subaqueous outwash, discussion. Can. J. Earth Sci. 15: 327-328.

Gartner, Lee Associates Ltd. Avril 1978. Hydrogeologic study of the Gloucester Special Waste Disposal Site. Willowdale (Ontario).

Geological Testing Consultants. 1983. Hydrostratigraphic interpretation and ground water flow modeling of Gloucester Special Waste Site. Rapport à l'INRH, Environnement Canada.

Gore and Storrie Ltd. 9 novembre, 1977. Evaluation of special wastes management, National Capital Area, Part I. Toronto (Ontario).

Grisak, G.E., W.F. Merritt et D.W. Williams. 1977. A fluoride borehole dilution apparatus for ground water velocity measurements. Can. Geotech. J. 4(4): 554-561.

Gulens, J. 1985. A portable monitor for measurement of dissolved sulphide based on the glass/sulphide selective electrode couple. Water Res. 19(2): 201-204.

Hansch, C. et A. Leo. 1979. *Substituent Constants for Correlation Analysis in Chemistry and Biology*. Wiley-Interscience, New York.

Hill, I.R. 1978. Microbial transformation of pesticides. Dans Pesticide Microbiology, préparé par I.R. Hill et S.J.L Wright, Academic Press, Londres, p. 176-181.

Hvorslev, M.J. 1951. Time lag and soil permeability in ground water observations. U.S. Army Corps Eng. Waterways Exp. Sta. Bull. 36, Vicksburg, Mississippi.

Jackson, R.E. et R.J. Patterson. 1982. Interpretation of pH and Eh trends in a fluvial-sand aquifer system. Water Resour. Res. 18(4): 1255-1268.

Karickhoff, S.W., D.S. Brown et T.A. Scott. 1979. Sorption of hydrographic pollutants on natural sediments. Water Res. 13: 241-248.

Kenaga, E.E. et C.A.I. Goring. 1980. Relationship between water solubility, soil sorption, octanol-water partitioning, and concentration of chemicals in biota. Dans Aquatic Toxicology, ASTM STP 707, préparé par J.G. Eaton, P.R. Parrish et A.C. Hendricks, p. 78-115, American Society of Testing Materials, Philadelphia, PA.

Lambert, S.M. 1967. Functional relationship between sorption in soil and chemical structure. J. Agric. Food Chem. 15(4): 572-576.

Light, T.S. 1972. Standard solution for redox potential measurements. Anal. Chem. 44(6): 1038-1039.

Lyman, W.J., W.F. Reehl et D.H. Rosenblatt. 1982. *Handbook of Chemical Property Estimation Methods. Environmental Behavior of Organic Compounds*. McGraw-Hill, Toronto.

Mabey, W. et T. Mill. 1978. Critical review of hydrolysis of organic compounds in water under environmental conditions. J. Phys. Chem. Ref. Data, 7(2): 383-415.

Mabey, W.R., V. Barich et T. Mill. 1983. Hydrolysis of polychlorinated alkanes. Dans Preprint Extended Abstract, Am. Chem. Soc. Div. Environ. Chem. 23(2): 359-361.

Mackay, D. et P.J. Leinonen. 1975. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. 9(8): 1178-1180.

Mackay, D.M., D.L. Freyberg, M.N. Goltz, G.D. Hopkins et P.V. Roberts. 1983. A field experiment on groundwater transport of halogenated organic salutes. Dans Preprint Extended Abstract, Am. Chem. Soc. Div. Environ. Chem. 23(2): 368-371.

Mann Testing Laboratories Ltd. 29 décembre, 1983. Organic analysis of Gloucester groundwater samples. Rexdale (Ontario).

March, J. 1977. *Advanced Organic Chemistry: Reactions, Mechanisms and Structure*. 2e éd., McGraw-Hill Book Company.

Marinucci, A.C. et R. Bartha. 1979. Biodegradation of 1,2,3- and 1,2,4-trichlorobenzene in soil and in liquid enrichment culture. Appl. Environ. Microbiol. 38(5): 811-817.

McCarty, P.L., M. Reinhard et B.E. Rittmann. 1981. Trace organics in groundwater. Environ. Sci. Technol. 15(1): 40-51.

McCarty, P.L., B.E. Rittmann et E.J. Bouwer, 1984. Microbiological processes affecting chemical transformations in groundwater. Dans Groundwater Pollution Microbiology, préparé par G. Bitton et C.P. Gerba, J. Wiley & Sons, Inc., New York.

McConnell, G., D.M. Ferguson et C.R. Pearson. 1975. Chlorinated hydrocarbons and the environment. Endeavour, 34: 13-18.

Mingelgrin, U. et Z. Gerstl. 1983. Reevaluation of partitioning as a mechanism of nonionic chemicals adsorption in soils. J. Environ. Qual. 12: 1-11.

OWMC (Ontario Waste Management Corporation), Facilities Development. 1982. Rapport de la phase I, Toronto (Ontario), 41 p. et 5 annexes.

Parsons, F., P.R. Wood et J. DeMarco. Février 1984. Transformations of tetrachloroethene and trichloroethene in microcosms and groundwater. J. AWWA, p. 56-59.

Pauling, L. 1967. *The Chemical Bond: A Brief Introduction to Structural Chemistry*. Cornell University Press, Ithaca, New York.

Philip, R.P. 1982. Application of computerized gas chromatography/mass spectrometry to fossil fuel research. Spectra, 8(2&3): 6-31.

Piet, G.J. et B.C.J. Zoeteman. 1980. Organic water quality changes during sand bank and dune filtration of surface waters in The Netherlands. J. AWWA, p. 400-404.

Rao, P.S.C. et J.M. Davidson. 1979. Adsorption and movement of selected pesticides at high concentrations in soils. Water Res. 13: 375-380.

Rao, P.S.C., A.G. Hornsby et P. Nkedi-Kizza. 1983. Influence of solvent mixtures on sorption and transport of toxic organic compounds in the subsurface environment. Dans Preprint Extended Abstract, Am. Chem. Soc. Div. Environ. Chem. 23(2): 191.

Reading, H.G., rédacteur. 1978. *Sedimentary Environments and Facies*. Elsevier.

Richard, S.H. 1976. Surficial geology and terrain features, Ottawa, Ontario. Com. géol. Can. Dossier courant 366.

Roberts, P.V. 1981. Nature of organic contaminants in groundwater and approaches to treatments. Dans Organic Chemicals in Groundwater: Transport and Removal, Proc. AWWA Seminar, publié par Am. Water Works Assoc., Denver, Colorado, p. 47-65.

Roberts, P.V. et A.J. Valocchi. 1981. Principles of organic contaminant behavior during artificial recharge. The Science of the Total Environment, 21: 161-172.

Roberts, J.R., J.A. Cherry et F.W. Schwartz. 1982a. A case study of a chemical spill: polychlorinated biphenyls (PCBs). 1. History, distribution and surface translocation. Water Resour. Res. 18(3): 525-534.

Roberts, P.V., J. Schreiner et G.D. Hopkins. 1982b. Field study of organic water quality changes during groundwater recharge in the Palo Alto Baylands. Water Res. 16: 1025-1035.

Rust, B.R. 1977. Mass flow deposits in a Quaternary succession near Ottawa, Canada, diagnostic criteria for subaqueous outwash. Can. J. Earth Sci. 14: 175-184.

Rust, B.R. et R. Romanelli. 1975. Late Quarternary subaqueous outwash deposits near Ottawa, Canada. Dans Glaciofluvial and Glaciolacustrine Sedimentation, préparé par A.V. Jopling et B.C. McDonald, Society of Economic Palaeontologists and Mineralogists, Special Publication 23, p. 177-192.

Schwartz, F.W., J.A. Cherry et J.R. Roberts. 1982. A case study of chemical spill: polychlorinated biphenyls (PCBs), 2, hydrogeological conditions and contaminant migration. Water Resour. Res. 18(3): 535-545.

Schwarzenbach, R.P. et J. Westall. 1981. Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater. Laboratory Studies, Environ. Sci. Technol. 15: 1300-1367.

Schwartzenbach, R.P., W. Giger, C. Schaffner et O. Wanner. 1983. Abiotic formation of volatile organic sulfur compounds under anaerobic conditions. Dans Preprint Extended Abstract. Am. Chem. Soc. Div. Environ. Chem. 23(2): 354-355.

Schwarzenbach, R.P., W. Giger, C. Schaffner et O. Wanner. Groundwater contamination by volatile halogenated alkanes: abiotic formation of volatile sulfur compounds under anaerobic conditions. Environ. Sci. Technol. Sous presse.

Shorter, J. 1973. *Correlation Analysis in Organic Chemistry: An Introduction to Linear Free-Energy Relationships.* Clarendon Press, Oxford.

Simard, G. 1983. La restoration de la nappe aquifère de Mercier. Dans Compte rendu de la 5e Conférence nationale sur la gestion des déchets au Canada, Quebec, 12 au 14 octobre.

Spangler, C.W. 1980. *Organic Chemistry*. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.

Sykes, P. 1981. *A Guidebook to Mechanism in Organic Chemistry*. 5e éd., Longman, Londres.

Tanford, C. 1980. *The Hydrophobic Effect: Formation of Micelles and Biological Membranes.* 2e éd., Wiley-Interscience, New York.

Tinsley, I.J. 1979. *Chemical Concepts in Pollutant Behavior.* Wiley-Interscience, New York.

Trahanovsky, W.S. 1971. *Functional Groups in Organic Compounds*. Prentice-Hall Inc. Englewood Cliffs, N.J.

Verschueren, K. 1977. *Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals*. Van Nostrand Reinhold Co., New York, U.S.A.

Walraevens, R., P. Trouillet et A. Devos. 1974. Basic elemination of HCl from chlorinated ethanes. Int. J. Chem. Kinetics, 6: 777-786.

Wilson, J.L. et P.J. Miller. 1978. Two-dimensional plumes in uniform groundwater flow. J. Hydraulics Div., ASCE, HY4, p. 503-514.

Wilson, J.T. et J.F. McNabb. 16 août 1983. Biological transformation of organic pollutants in groundwater. Eos. p. 505.

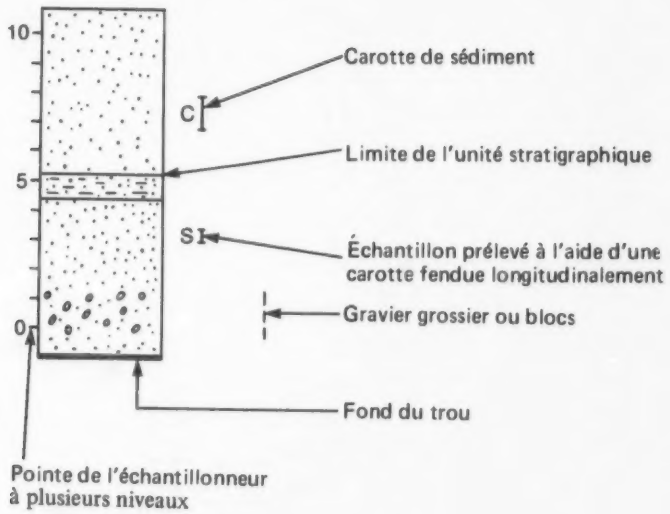
Winograd, I.J. et F.N. Robertson. 1982. Deep oxygenated ground water: anomaly or common occurrence? Science, 216: 1227-1230.

Wood, J.M. 1982. Chlorinated hydrocarbons: oxidation in the biosphere. Environ. Sci. Technol. 16(5): 291A-297A.

Zenon Environmental Inc. 1983. Study of total organic halogen as a device for detecting groundwater contamination. Rapport final au ministère de la Santé et du Bien-être social, MAS Contrat ISU81-00414, déc. 1981 - janv. 1983.

Annexe A
Coupes géologiques, 1983

LÉGENDE



UNITÉS STRATIGRAPHIQUES

E Sables et graviers

D Limon argileux et limon stratifié

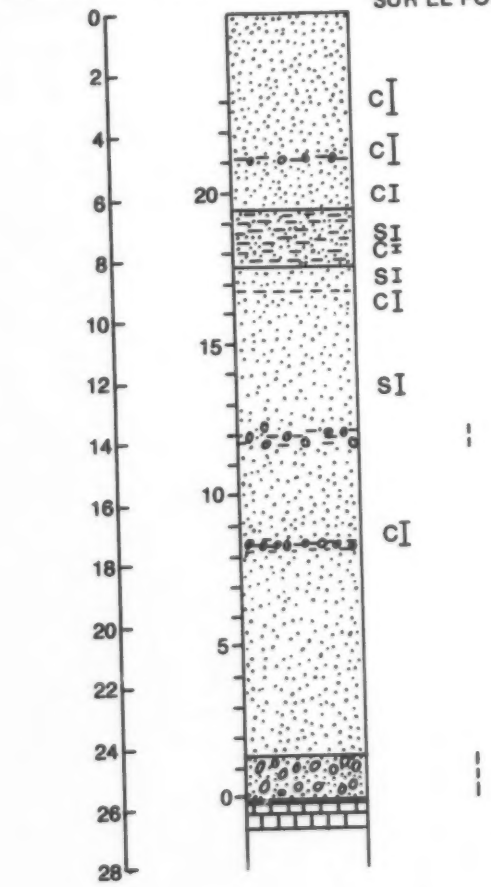
C Alluvions subaquatiques; graviers, sables et limons mal triés

B Till; cailloux angulaires grossiers et blocs dans une matrice de sable et de limon

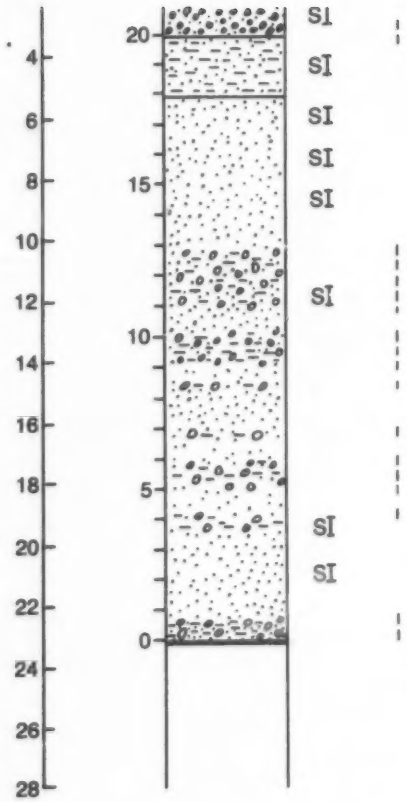
A Calcaire; couches intercalées de calcaire argileux

a

COUPE STRATIGRAPHIQUE À ÉCHANTILLONNEUR À PLUSIEURS NIVEAUX - 82



NATURE DE L'ÉCHANTILLON ET INDICATIONS SUR LE FORAGE	DESCRIPTIONS DES SÉDIMENTS	UNITÉ
CI	- Sable brun moyen et fin stratifié; quelques lamines de limon et des couches de graviers mal triés dans la partie inférieure de la carotte	E
CI	- Sable fin stratifié; la couleur va d'un brun à un gris à 20 cm du bas de la carotte; lamination entrecroisée apparente	
CI	- Sable fin gris	
SI CI	Limon gris, limon fin et limon très fin (argile?) stratifiés; lamination à une échelle de quelques mm dans les unités plus fines.	D
SI CI	- Suite dont les sédiments vont de limons gris à des sables très fins par palier de 0.5 cm.	
SI	- Sable gris fin; couches de limon (argile?) qui atteignent 3 cm d'épaisseur vers le haut de la carotte; des fragments de couches de limons (argile?) et du litage déformé indiquent la déformation sous l'action de l'écoulement de masse ou de l'assèchement	
	- Sable gris fin	C
CI	- Séries qui atteignent 25 cm d'épaisseur, dans lesquelles les sédiments vont des graviers gris mal triés ou des sables grossiers à des sables gris fins.	
	- Graviers grossiers denses; gros blocs	B
	Roche en place (refus de pénétration)	A



- Limon et limon fin brun; lamines minces avec de petits cailloux

- Limon gris, limon fin et limon très fin (argile?) stratifiés; lentille et lamine accessoire de sable fin

D

- Sable gris moyennement fin
- Sable gris moyen et grossier
- Sable gris moyen et grossier

- Gravier gris mal trié; cailloux de calcaire arrondis et de calcaire argileux qui atteignent 2 cm de diamètre

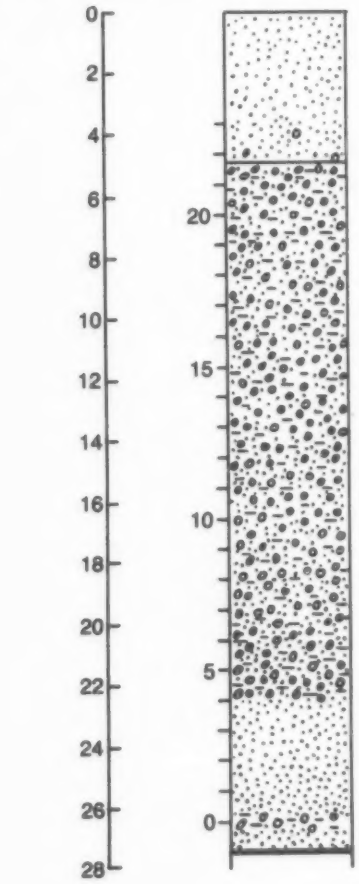
C

- Gravier gris mal trié; cailloux de calcaire arrondis et de calcaire argileux qui atteignent 2 cm de diamètre
- Sable gris moyen-fin

Blocs (refus de pénétration)

C

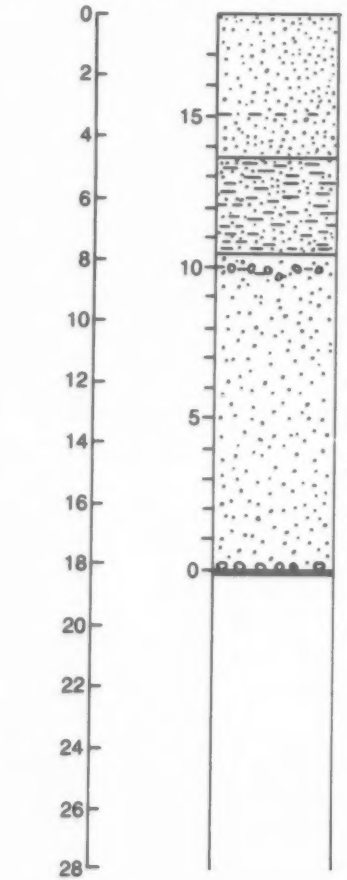
COUPE STRATIGRAPHIQUE À ÉCHANTILLONNEUR À PLUSIEURS NIVEAUX - 84



NATURE DE L'ÉCHANTILLON ET INDICATIONS SUR LE FORAGE	DESCRIPTION DES SÉDIMENTS	UNITÉ
		—
SI	- Sable gris, brun moyen - fin	E
SI	- Sable brun moyen; petits cailloux dispersés	—
SI	- Cailloux denses grossiers; fragments lithiques angulaires qui atteignent 2 cm de diamètre; matrice brune à granulométrie fine	
SI	- Gravier brun mal trié; clastes qui atteignent 3 cm de diamètre	
SI	- Gravier brun mal trié; clastes qui atteignent 2 cm de diamètre; quelques clastes cristallins en plus du calcaire et du calcaire argileux	
SI	- Gravier gris mal trié; clastes qui atteignent 2 cm de diamètre; quelques clastes cristallins en plus du calcaire et du calcaire argileux	
SI	- Gravier gris mal trié; clastes de calcaire et de calcaire argileux qui atteignent 5 cm de diamètre	C
SI	- Gravier gris mal trié; clastes de calcaire qui atteignent 5 cm de diamètre	
SI	- Gravier gris mal trié; clastes qui atteignent 1 cm de diamètre; quelques clastes cristallins en plus du calcaire et du calcaire argileux	
SI	- Gravier gris mal trié; clastes qui atteignent 2 cm de diamètre	
SI	- Gravier gris; clastes de calcaire et de calcaire argileux qui atteignent 3 cm de diamètre	
SI	- Sable gris fin et très fin	
SI	- Sable gris fin-très fin	
SI	- Sable gris fin Tarière coincée; fin du forage	

d

COUPE STRATIGRAPHIQUE À ÉCHANTILLONNEUR À PLUSIEURS NIVEAUX - 85



NATURE DE L'ÉCHANTILLON ET INDICATIONS SUR LE FORAGE	DESCRIPTION DES SÉDIMENTS	UNITÉ
		—
C	- Transition vers le bas de sable brun moyen – fin en sable moyen et gris fin; lamine mince (1 cm) de limon très fin (argile?) à 30 cm du fond de la carotte	E
CI	- Sable gris moyen – fin	
SI	- Limon gris très fin (argile?), limon fin, limon et sable très fin faiblement laminés	—
SI	- Limon gris fin et très fin faiblement laminés; lentilles accessoires de sable fin	D
SI	- Sable gris fin-très fin interstratifié à des graviers gris mal triés comprenant des clastes qui atteignent 4 cm de diamètre	—
SI	- Limon gris – sable très fin	
CI	- Sable gris moyen avec des interlaminations de limon et de sable fin; certaines suites en paliers; un peu de déformation des sédiments mous	
SI	- Sable gris fin	C
SI	- Sable gris très fin	
SI	- Sable gris très fin	
SI	- Sable gris très fin Refus de pénétration (blocs)	

Annexe B
Résultats des essais ponctuels

Résultats des essais ponctuels

Tableau B-1. Résultats des essais ponctuels

Piézomètre	Conductivité hydraulique (m/s)	Unité
25	2.1×10^{-5}	D
	6.3×10^{-5}	
	6.3×10^{-5}	
	4.1×10^{-5}	
	4.3×10^{-5}	
26	7.0×10^{-6}	D
27-1	5.4×10^{-6}	E
	7.1×10^{-6}	
30-1	1.4×10^{-4}	C
	9.7×10^{-5}	
30-3	4.3×10^{-5}	C
	5.2×10^{-5}	
	7.6×10^{-5}	
	2.8×10^{-6}	
30-5	3.0×10^{-5}	C
	2.9×10^{-5}	
	2.8×10^{-5}	
30-6	9.6×10^{-6}	E
	2.6×10^{-6}	
	4.7×10^{-7}	
30-7	5.9×10^{-6}	E
31-1	5.4×10^{-5}	C
	3.1×10^{-5}	
	4.6×10^{-5}	
	3.2×10^{-5}	
31.2	5.4×10^{-4}	C
	2.1×10^{-4}	
	2.7×10^{-4}	
	1.8×10^{-4}	
31-3	8.9×10^{-5}	C
	6.7×10^{-5}	
	7.6×10^{-5}	
	6.5×10^{-5}	
31-4	6.5×10^{-7}	D
31-5	8.9×10^{-6}	D
	9.3×10^{-6}	
	9.5×10^{-6}	
31-6	4.5×10^{-6}	E
	8.0×10^{-7}	
32-1	7.1×10^{-5}	C
	6.3×10^{-5}	
	7.4×10^{-5}	
	6.3×10^{-5}	
32-3	3.1×10^{-4}	C
	1.6×10^{-4}	
	3.1×10^{-4}	

Tableau B-1 (suite)

Piézomètre	Conductivité hydraulique (m/s)	Unité
32-4	6.2×10^{-5}	C
	5.7×10^{-5}	
	5.4×10^{-5}	
	6.3×10^{-5}	
	6.0×10^{-5}	
32-5	9.8×10^{-6}	D
	1.6×10^{-5}	
	2.2×10^{-5}	
32-6	3.6×10^{-5}	E
	2.3×10^{-5}	
	3.3×10^{-5}	
	9.4×10^{-6}	
34-2	2.0×10^{-5}	C
	1.7×10^{-5}	
	2.0×10^{-5}	
	1.8×10^{-5}	
34-3	1.8×10^{-4}	C
	1.5×10^{-4}	
	1.7×10^{-4}	
34-4	3.6×10^{-5}	C
	3.8×10^{-5}	
	3.6×10^{-5}	
	3.8×10^{-5}	
34-5	1.7×10^{-4}	C
	1.5×10^{-4}	
	2.0×10^{-4}	
37-2	5.7×10^{-6}	D
	2.7×10^{-6}	
38-1	5.1×10^{-4}	C
	3.1×10^{-4}	
	1.3×10^{-4}	
45-1	1.7×10^{-6}	D
45-2	1.0×10^{-6}	D
45-3	2.9×10^{-5}	E
	2.7×10^{-5}	
	3.1×10^{-5}	
46-1	1.2×10^{-4}	C
	1.2×10^{-4}	
	1.2×10^{-4}	
46-2	3.1×10^{-5}	D
	2.8×10^{-5}	
	3.8×10^{-5}	
47-1	8.1×10^{-5}	C
	8.7×10^{-5}	
	8.0×10^{-5}	
	7.5×10^{-5}	
47-2	6.9×10^{-6}	D

Tableau B-1 (suite)

Piézomètre	Conductivité hydraulique (m/s)	Unité
48-1	3.8×10^{-5}	C
	3.6×10^{-5}	
	1.3×10^{-5}	
	2.9×10^{-5}	
48-2	1.2×10^{-4}	C
	1.1×10^{-4}	
	7.9×10^{-5}	
51-1	1.1×10^{-4}	C
	1.2×10^{-4}	
	3.3×10^{-4}	
	1.1×10^{-4}	
55-1	1.2×10^{-4}	C
	1.3×10^{-4}	
	1.3×10^{-4}	
	1.6×10^{-4}	
	8.7×10^{-5}	

Annexe C
Résultats des essais de pompage

Résultats des essais de pompage

Tableau C -1. Résultats des essais de pompage (puits 49W)

Piézomètre	Transmissivité (m^2/s)*				T, moyenne	S, moyenne	K, moyenne m/s
	Theis†	Jacob†	Theis‡	Jacob‡			
12-1				7.0×10^{-3} 8.2×10^{-3}	7.6×10^{-3}	2.5×10^{-3}	3.8×10^{-4}
31-1			8.0×10^{-3}	9.2×10^{-3}	8.6×10^{-3}	4.3×10^{-3}	4.3×10^{-4}
31-2			1.1×10^{-2}	8.0×10^{-3}	9.5×10^{-3}	2.5×10^{-3}	4.8×10^{-4}
33-1	8.5×10^{-3}	1.0×10^{-2}	7.5×10^{-3} 6.3×10^{-3}	1.0×10^{-2}	8.3×10^{-3}	3.5×10^{-4}	4.2×10^{-4}
33-2	1.1×10^{-2}	1.1×10^{-2}	5.8×10^{-3} 6.5×10^{-3}	1.1×10^{-2}	8.7×10^{-3}	2.5×10^{-4}	4.4×10^{-4}
33-3			7.7×10^{-3} 5.6×10^{-3}	9.2×10^{-3}	7.3×10^{-3}	3.1×10^{-3}	3.7×10^{-4}
33-4			4.7×10^{-3}	6.7×10^{-3}	5.6×10^{-3}	8.5×10^{-3}	2.8×10^{-4}
34-2	5.2×10^{-3}	1.1×10^{-2}	1.1×10^{-2}	8.7×10^{-3}	8.6×10^{-3}	7.1×10^{-4}	4.3×10^{-4}
34-3	7.9×10^{-3}	9.2×10^{-3}	6.6×10^{-3}		7.8×10^{-3}	3.6×10^{-4}	3.9×10^{-4}
34-4			9.5×10^{-3} 8.5×10^{-3}	1.2×10^{-2}	9.9×10^{-3}	2.5×10^{-4}	5.0×10^{-4}
38-1			6.3×10^{-3}		6.3×10^{-3}	1.8×10^{-4}	3.2×10^{-4}
38-2			5.4×10^{-3}		5.4×10^{-3}	2.5×10^{-3}	2.7×10^{-4}
40-1			3.4×10^{-3}	1.9×10^{-2}	2.5×10^{-3}	2.3×10^{-3}	1.3×10^{-3}
40-2			1.3×10^{-2}		1.3×10^{-2}	3.5×10^{-3}	6.5×10^{-4}
40-3			1.1×10^{-2}	1.6×10^{-2}	1.4×10^{-2}	4.6×10^{-3}	7.0×10^{-4}
40-4			1.2×10^{-2}	2.5×10^{-2}	1.8×10^{-2}	8.0×10^{-3}	9.0×10^{-4}
43W			8.2×10^{-3} 6.4×10^{-3}		7.3×10^{-3}	1.5×10^{-3}	3.7×10^{-4}
46-1	1.3×10^{-2} 6.3×10^{-3}	1.6×10^{-2}	1.3×10^{-2} 1.3×10^{-2}	1.4×10^{-2} 1.4×10^{-2}	1.2×10^{-2}	4.9×10^{-4}	6.0×10^{-4}
46-2	9.9×10^{-3}		1.1×10^{-2}	1.2×10^{-2}	1.1×10^{-2}	3.6×10^{-4}	5.5×10^{-4}
47-1			2.3×10^{-2}	1.6×10^{-2}	1.9×10^{-2}	8.9×10^{-4}	9.5×10^{-4}
47-2				9.7×10^{-3}	9.7×10^{-3}	3.1×10^{-3}	4.9×10^{-4}
51-1	2.6×10^{-3}		1.4×10^{-4}	6.0×10^{-4}	6.0×10^{-4}	5.5×10^{-3}	3.0×10^{-3}
55-1	3.2×10^{-3} 3.0×10^{-3}	6.3×10^{-3}	3.6×10^{-3} 2.6×10^{-3}	1.2×10^{-3}	3.0×10^{-3}	3.2×10^{-4}	1.5×10^{-4}

* Pour une épaisseur saturée d'aquifère de 20 m.
† De courte durée.
‡ De longue durée.

Annexe D
Données de chimie inorganique

Tableau D-1. Analyses chimiques inorganiques, 1980

N° du site	C.S.* (µS/cm)	O_2 (µg/L)	Alc. tit.† (meq/L)	Cl (mg/L)	SO_4 (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	K (mg/L)	Na (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Cu (µg/L)	Zn (µg/L)	Ag (µg/L)	Pb (µg/L)
16M-1	400		2.79	28	39	35	16.5	1.0	2.5	0.14	0.06	7	5	1	<5
16M-2	450	130		91	37	35	16.0	1.0	2.5	0.20	<0.05	6	<1	1	<5
16M-3	380		2.72	18	32	60	19.0	1.0	2.0	0.18	<0.05	6	<1	<1	<5
16M-4	360		3.16	16	33	55	16.5	1.0	2.0	0.19	<0.05	6	<1	4	<5
16M-5	350	63	2.70	17	31	55	16.5	0.9	2.0	0.19	<0.05	6	200	1	<5
16M-6	385			58	33	60	16.0	0.9	2.0	0.18	0.05	6	4	1	<5
16M-7	340		2.85	14	28	55	16.0	1.0	2.0	0.16	0.05	6	<1	1	<5
16M-8	330		3.11	5.0	24	60	16.0	1.0	2.0	0.17	0.06	5	<1	<1	<5
16M-9	340	237	2.39	30	22	50	16.0	1.0	2.0	0.27	0.12	5	<1	<1	<5
16M-10	320		2.78	14	24	55	16.5	1.0	2.0	0.19	0.20	5	<1	1	<5
16M-11	345		3.52	28	12	60	21.0	0.9	2.5	0.30	0.46	6	<1	<1	<5
16M-12	465		3.62	54	16	75	22.0	1.0	5.0	0.47	0.80	6	1	1	<5
16M-13	700		5.06	60	36	95	27.0	1.6	13.0	–	–	–	–	–	–
16M-14	800		5.40	122	66	110	22.0	3.2	23.0	7.3	2.8	12	5	3	6
16M-15	900	251	5.52	150	77	110	22.5	4.6	25.0	9.6	3.0	9	3	3	<5
16M-16	880		7.08	122	10	130	24.5	3.2	28.0	5.8	3.1	14	2	3	<5
17M-1	265		3.05	17	27	54	14.0	0.6	2.1	0.19	<0.05	6	<1	<1	<5
17M-2	280		3.51	3.2	30	72	24.0	0.7	2.2	0.24	0.12	6	<1	<1	<5
17M-3	295		3.51	4.2	31	58	15.0	0.6	2.2	0.26	0.07	6	1	<1	<5
17M-4	382		3.60	2.9	83	68	17.0	0.8	18.6	0.19	0.54	7	1	1	<5
17M-5	280		3.34	9.4	31	54	15.0	0.6	2.0	0.29	0.05	6	2	<1	<5
17M-6	277		3.35	3.9	34	58	14.0	0.6	2.0	0.19	<0.05	6	<1	<1	<5
17M-7	282		3.30	3.2	31	54	14.0	0.6	2.0	0.17	0.06	7	<1	<1	<5
17M-8	272	19	3.31	5.0	30	56	14.0	0.6	2.3	0.19	0.07	5	1	<1	<5
17M-9	292	10	3.13	13	27	54	15.0	0.6	2.6	0.11	0.08	5	1	<1	<5
17M-10	270	19	3.13	12	18	51	15.0	0.6	2.3	0.08	0.06	6	1	<1	<5
17M-11	283	10	2.57	32	26	52	15.0	0.7	2.3	0.12	0.17	6	1	<1	<5
17M-12	295	15	2.70	18	25	52	14.0	0.7	2.8	0.17	0.28	5	2	<1	<5
17M-13	310	20	1.56	60	60	58	14.0	0.8	3.4	0.20	0.18	8	1	<1	<5
17M-14	400	20	3.56	32	65	67	16.0	0.8	18.6	0.10	0.52	8	<1	1	<5
17M-15			3.44	25	61	60	16.0	0.6	18.3	0.02	0.26	6	1	1	<5
17M-16	375	18	3.29	30	63	62	16.0	0.5	18.1	0.02	0.26	6	<1	1	<5
17M-18	370	2000	3.21	22	73	62	15.0	0.8	18.9	0.01	<0.05	5	1	<1	<5
18M-4	235		2.69	25	38	54	11.5	0.8	2.7	0.19	0.05	5	<1	1	<5
18M-5	200		2.08	21	36	44	10.3	0.8	2.5	0.12	<0.05	4	1	1	<5
18M-6	180		1.69	19	34	37	7.8	0.7	2.0	0.05	<0.05	3	<1	<1	<5
18M-7	160		1.49	12	30	36	7.0	0.6	2.0	0.07	<0.05	3	<1	<1	<5

*Conductance spécifique.
†Alcalinité de titration.

Tableau D-1 (suite)

N° du site	C.S. (µS/cm)	O_2 (µg/L)	Alc. tit. (meq/L)	Cl (mg/L)	SO_4 (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	K (mg/L)	Na (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Cu (µg/L)	Zn (µg/L)	Ag (µg/L)	Pb (µg/L)
18M-8	140		1.54	8.4	29	33	7.0	0.6	2.0	0.08	0.05	6	<1	<1	<5
18M-9	148		1.57	3.1	29	34	7.5	0.7	2.3	0.05	<0.05	3	<1	<1	<5
18M-10	150		1.57	3.5	28	34	7.3	0.8	2.2	0.05	<0.05	3	1	<1	<5
18M-11	142		0.48	63	27	32	6.8	0.8	2.2	0.06	<0.05	3	<1	<1	<5
18M-12	140		1.56	9.0	27	33	6.8	0.7	2.8	0.07	<0.05	3	<1	<1	<5
18M-13	160		1.84	3.5	26	33	8.3	0.7	3.5	0.04	<0.05	3	<1	<1	<5
18M-14	172		1.67	3.2	30	33	9.3	0.7	4.0	0.05	<0.05	3	<1	<1	<5
18M-15	1050		5.40	220	407	208	51.0	2.1	67.0	0.82	0.07	5	1	1	<5
18M-16	1050		6.25	240	390	210	52.0	1.5	74.0	0.94	0.05	6	<1	1	<5
18M-17	1100		5.10	240	430	210	52.0	1.5	77.0	0.89	0.06	6	<1	1	<5
18M-18	1100		5.38	220	398	196	48.0	1.4	77.0	0.89	0.06	5	1	1	<5
18M-19	1125		6.62	200	402	200	51.0	1.7	82.0	0.97	0.06	5	2	1	<5
18M-20	925		7.20	130	340	170	55.0	1.6	67.0	0.88	0.44	5	<1	1	<5
18M-21	975		9.07	70	235	166	75.0	1.9	38.0	7.8	0.16	1	<1	2	<5
18M-22	900		8.39	54	288	170	57.0	17.5	28.0	14	0.16	1	<1	2	<5
18M-23	1100		10.1	45	118	170	45.0	10.5	170.0	13	0.42	1	1	3	<5
19M-6	210		1.05	34	10	30	9.0	1.4	3.5	0.06	<0.05	2	<1	<1	<5
19M-7	200		1.41	23	8	25	8.5	1.0	3.5	0.06	<0.05	1	<1	<1	<5
19M-8	380		–	122	2	25	9.5	1.1	4.5	–	–	–	–	–	–
19M-9	270		0.79	80	16	20	10.5	1.2	5.5	0.16	<0.05	2	<1	<1	<5
19M-12	445		2.92	108	16	65	24.5	1.1	14.0	0.05	<0.05	<5	<1	<1	<5
19M-13	445		2.31	165	32	65	21.5	1.1	11.0	0.06	0.05	<5	1	<1	<5
19M-14	750		3.00	165	78	90	26.5	0.9	30.0	1.1	0.09	<5	<1	2	<5
19M-15	800		3.03	185	110	100	27.5	0.9	40.5	2.5	0.10	<5	<1	2	<5
19M-16	910		7.02	150	32	155	48.5	1.8	40.5	9.7	<0.05	6	<1	2	<5
19M-17	1100		13.7	29	14	110	36.5	2.1	39.5	9.7	0.09	4	<1	2	<5
19M-18	810		11.5	21	12	130	20.0	3.0	16.5	72	0.50	7	7	2	<5
19M-19	680		9.44	12	12	90	31.0	3.0	18.0	6.4	0.36	<5	<1	<1	<5
20M-10	470		5.11	46	2	82	30.0	0.9	12.3	12	1.3	5	<1	<1	<5
20M-11	700		4.49	150	2	130	45.0	1.1	16.3	14	1.6	6	1	<1	<5
20M-12	1180		9.48	180	3	235	85.0	1.5	32.5	29	2.3	5	1	1	<5
20M-13	1500		7.26	150	3	335	105	2.1	62.5	15	0.4	5	1	1	<5
20M-14	650		8.75	46	3	111	16.0	0.8	34.0	76	1.2	6	3	<1	<5
20M-15	780		10.3	34	3	96	16.0	7.2	26.5	84	1.6	6	3	<1	<5
20M-16	580		6.79	24	40	70	11.0	2.7	15.0	75	1.4	12	3	<1	<5
20M-17	180		2.25	5.0	16	46	8.0	0.7	1.8	0.82	0.2	3	<1	<1	<5
21M-1	1350		4.88	260	414	195	60.0	2.1	74.0	1.3	0.05	<5	<1	2	6
21M-2	850		6.07	200	140	126	35.0	1.5	48.0	0.87	0.05	<5	<1	2	<5
21M-4	1020		6.16	270	90	153	43.0	1.7	65.0	1.1	<0.05	<5	<1	3	<5
21M-5	720		7.34	170	26	104	32.0	1.5	50.0	1.4	<0.05	<5	<1	2	<5

Tableau D-1 (suite)

N° du site	C.S. (µS/cm)	O_2 (µg/L)	Alc. tit. (meq/L)	Cl (mg/L)	SO_4 (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	K (mg/L)	Na (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Cu (µg/L)	Zn (µg/L)	Ag (µg/L)	Pb (µg/L)
21M-6	650		5.70	185	6	103	27.0	1.2	14.0	1.0	<0.05	<5	<1	1	<5
21M-7	470		5.64	95	26	102	27.0	0.9	3.4	0.45	<0.05	<5	<1	2	<5
21M-8	620		6.66	46	50	110	32.0	1.1	5.9	0.87	<0.05	<5	<1	2	<5
21M-9	650		7.03	31	90	122	35.0	1.0	13.6	0.59	<0.05	<5	<1	3	<5
21M-10	270		2.92	13	50	56	15.0	0.7	2.7	0.24	<0.05	<5	3	1	<5
21M-11	195		2.34	4.5	23	38	11.0	0.8	2.6	0.08	<0.05	<5	<1	<1	<5
21M-12	195		2.36	5.0	23	39	10.0	0.9	2.4	0.11	<0.05	<5	<1	<1	<5
21M-13	215		2.44	9.2	22	38	18.0	0.8	2.5	0.10	<0.05	<5	<1	<1	<5
21M-14	182		2.33	3.6	16	36	10.0	0.9	2.7	0.12	0.07	<5	<1	<1	<5
21M-15	140		1.21	14	20	26	5.0	0.8	1.5	0.08	0.23	<5	3	<1	<5
21M-16	130		1.24	3.3	14	25	11.0	0.6	1.6	0.03	<0.05	<5	<1	<1	<5
21M-17	140		1.39	3.2	16	26	7.0	0.5	1.6	0.01	<0.05	<5	7	<1	<5
21M-18	125		1.24	3.2	15	26	4.0	0.7	1.5	0.04	0.18	<5	<1	<1	<5
23M-2	220		1.90	35	26	46	13.0	0.7	2.3	0.08	0.05	3	<1	<1	<5
23M-4	225		2.20	26	24	50	14.0	0.9	2.3	0.10	<0.05	7	<1	<1	<5
23M-6	230		2.30	70	30	47	15.0	0.8	2.5	0.11	<0.05	5	<1	<1	<5
23M-8	255		1.75	60	27	52	16.0	0.8	2.0	0.13	<0.05	5	<1	<1	<5
23M-10	235		2.33	25	26	53	14.0	0.8	2.3	0.13	0.09	5	<1	<1	<5
23M-12	218		–	130	15	54	10.0	0.4	1.3	–	–	–	–	–	–
23M-16	165		1.36	21	23	38	9.0	0.7	1.8	0.02	0.08	2	<1	<1	<5

Tableau D-2. Analyses chimiques inorganiques, 1983

N° du site	Profondeur (m)	C.S.* (µS/cm)	pH	E_H (V)	O_2 (mg/L)	S^{2-} (µg/L)	Alc. tit.† (meq/L)	Cl (mg/L)	Br (mg/L)	SO_4 (mg/L)
5M-1	22.4	205					2.6	2.3	–	52
5M-2	21.4	185					2.4	2.2	–	60
5M-3	20.4	195					2.4	2.4	–	60
5M-4	19.4	135					2.2	4.9	–	17
5M-5	18.4	180					1.9	1.7	–	64
5M-6	17.4	197					1.8	1.4	–	74
5M-7	16.4	190					1.7	0.9	–	48
5M-8	15.4	160					1.8	3.4	–	36
5M-12	11.4	155					1.8	1.0	–	28
5M-14	9.4	135					1.4	0.7	–	28
5M-16	7.4	130					1.4	1.4	–	37
5M-17	6.4	115					1.2	0.6	–	28
5M-18	5.4	115					1.2	0.6	–	27
5M-19	4.4	120					1.2	0.6	–	25
10P-2	2.8							2.5	–	26
12M-6	13.6	155						1.8	–	26
12M-7	12.6	170						0.9	–	24
12M-8	11.6	160						0.5	–	21
12M-9	10.6	165						1.2	–	31
12M-10	9.6	160						0.5	–	24
12M-11	8.6	120						0.8	–	10
12M-12	7.6	100						0.6	–	9.0
12M-13	6.6	100						0.6	–	7.0
12M-14	5.6	125						0.5	–	14
12M-15	4.6	170						0.6	–	19
14M-1	21.3	920						42	–	175
14M-1	21.3					0.005		45	–	130
14M-2	20.3	1145						57	–	205
14M-3	19.3	1105						55	–	165
14M-3	19.3					0.005		46	–	164
14M-4	18.3	610						42	–	40
14M-4	18.3					0.005		45	–	39
14M-5	17.3	780						46	2.5	
14M-5	17.3					0.035		45	2.5	
14M-6	16.3	780						51	–	
14M-6	16.3					0.050		45	–	
14M-7	15.3	780						31	–	25
14M-7	15.3					0.010		45	–	27
14M-8	14.3	445						40	–	
14M-8	14.3					0.004		44	–	9.0
14M-9	13.3	575				0.001		40	–	
14M-10	12.3	565						18	–	
14M-11	11.3	400						–	–	
14M-12	10.3	180						–	–	
14M-13	9.3	175						–	–	10
14M-14	8.3	170						–	–	–
14M-15	7.3	150						–	–	–
14M-16	6.3	140						–	–	–
14M-17	5.3	140						–	–	–
14M-18	4.3	120						–	–	–
14M-19	3.3	115						–	–	–
14M-20	2.3	175						–	–	–
14P-1	12.5		7.73	0.07			2.9	22	–	46
14P-3	28.0		7.30	0.09	0.22		4.7	36	–	80
15M-2	5.3							0.6	–	12
15P	9.0							1.0	–	17

* Conductance spécifique.
† Alcalinité de titration

Tableau D-2 (suite)

N° du site	Profondeur (m)	C.S. (µS/cm)	pH	E_H (V)	O_2 (mg/L)	S^{2-} (µg/L)	Alc. tit. (meq/L)	Cl (mg/L)	Br (mg/L)	SO_4 (mg/L)
16M-4	18.2		7.63	0.08			17.4	1.0	–	16
16M-8	14.2		7.94	0.10	0.05		4.6	0.4	–	10
16M-12	10.2		7.68	0.13			5.4	1.6	–	13
16M-16	6.2		7.42	0.20			4.8	2.4	T	16
17M-1	21.3							2.8	–	44
17M-2	20.3							3.1	–	45
17M-3	19.3							2.1	–	35
17M-4	18.3							2.1	–	40
17M-5	17.3							2.2	–	38
17M-6	16.3							2.1	–	33
17M-7	15.3							2.3	–	32
17M-8	14.3							5.4	–	25
17M-9	13.3							5.7	–	23
17M-10	12.3							16	–	26
17M-11	11.3							34	–	34
17M-12	10.3							33	–	53
17M-13	9.3							43	–	96
17M-14	8.3							21	7.0	44
17M-15	7.3							22	15	40
17M-16	6.3							23	15	39
17M-17	5.3							1.8	–	65
17M-18	4.3							1.7	–	63
18M-1	23.3	380						11	–	43
18M-2	22.3	395						15	–	49
18M-3	21.3	390						10	–	39
18M-4	20.3	395						15	–	40
18M-5	19.3	310						12	–	34
18M-6	18.3	265						10	–	35
18M-7	17.3	240						6.0	–	30
18M-8	16.3	210						1.5	–	29
18M-8	16.3					0.014		1.8	–	30
18M-9	15.3	205						0.5	–	21
18M-10	14.3	210						1.4	–	21
18M-10	14.3					0.023		1.1	–	35
18M-11	13.3	200						0.7	–	19
18M-12	12.3	200						1.5	–	33
18M-12	12.3					0.035		0.8	–	29
18M-13	11.3	220						1.0	–	19
18M-14	10.3	220						4.0	–	22
18M-14	10.3					0.046		4.1	–	34
18M-15	9.3	1310						40	–	190
18M-15	9.3					0.006		41	–	211
18M-16	8.3	1410						38	–	210
18M-17	7.3	1395						37	–	250
18M-18	6.3	1277						38	–	300
18M-19	5.3	1211						36	–	230
18M-19	5.3					0.006		41	–	420
18M-20	4.3	1090						26	–	200
18M-21	3.3	995						17	–	60
18M-22	2.3	825						14	–	130
18M-23	1.3	805						15	–	32
19M-2	20.4							1.1	–	22
19M-3	19.4							–	–	15
19M-4	18.4							–	–	13
19M-5	17.4							–	–	15
19M-6	16.4							–	–	14
19M-6	16.4					0.006		1.1	–	20

Tableau D-2 (suite)

N° du site	Profondeur (m)	C.S. (µS/cm)	pH	E_H (V)	O_2 (mg/L)	S^{2-} (µg/L)	Alc. tit. (meq/L)	Cl (mg/L)	Br (mg/L)	SO_4 (mg/L)
19M-7	15.4							–	–	12
19M-8	14.4							–	–	22
19M-9	13.4							1.0	–	17
19M-10	12.4							45	–	31
19M-11	11.4							45	–	62
19M-12	10.4							30	–	37
19M-13	9.4							30	–	19
19M-13	9.4					0.32		39	–	25
19M-14	8.4							36	–	58
19M-15	7.4							32	–	67
19M-16	6.4							26	–	38
19M-16	6.4					0.009		36	–	45
19M-17	5.4							16	–	55
19M-18	4.4							7.5	–	96
19M-19	3.4							2.6	–	60
21M-1	20.0	1925						5.4	–	600
21M-1	20.0					0.002		44	–	465
21M-2	19.0	1090						45	–	160
21M-2	19.0					0.006		43	–	144
21M-3	18.0	1295						46	–	184
21M-4	17.0	1295						39	–	163
21M-4	17.0					0.006		44	–	152
21M-5	16.0	1120						34	–	138
21M-6	15.0	855						35	–	97
21M-6	15.0					0.020		45	–	12
21M-7	14.0	805						28	–	49
21M-8	13.0	750						20	2.8	63
21M-9	12.0	675						4.7	–	55
21M-9	12.0					0.005		5.8	–	56
21M-10	11.0	350						5.2	–	24
21M-10	11.0					0.010		3.0	–	53
21M-11	10.0	270						–	–	–
21M-12	9.0	265						–	–	–
21M-12	9.0					0.040		0.9	–	20
21M-13	8.0	270						–	–	–
21M-14	7.0	265						–	–	–
21M-15	6.0	190						–	–	–
21M-16	5.0	185						0.5	–	16
21M-17	4.0	180						–	–	–
21M-18	3.0	155						–	–	–
32P-1	22.1	290					3.4	2.0	–	70
32P-2	18.8	255					3.2	1.8	–	50
32P-3	13.6	340					3.0	24	–	125
32P-4	8.9	590					5.9	5.0	–	360
32P-5	7.7	645					6.3	4.6	–	480
32P-6	5.6	630					5.9	3.0	–	400
32P-7	4.0	465					4.6	1.4	–	160
33M-1	21.0	375						2.5	–	36
33M-2	20.0	375						1.8	–	36
33M-3	19.0	505						20	–	51
33M-4	18.0	1105						36	–	50
33M-5	17.0	1190						33	–	88
33M-6	16.0	1105						34	–	76
33M-7	15.0	1040						37	–	100
33M-8	14.0	853						30	–	94
33M-9	13.0	590						21	–	74
33M-10	12.0	400						5.3	–	51

Tableau D-2 (suite)

N° du site	Profondeur (m)	C.S. (µS/cm)	pH	E_H (V)	O_2 (mg/L)	S^{2-} (µg/L)	Alc. tit. (meq/L)	Cl (mg/L)	Br (mg/L)	SO_4 (mg/L)
33M-11	11.0	315						5.2	–	48
33M-12	10.0	227						2.7	–	31
33M-13	9.0	310						6.9	–	55
33M-14	8.0	235						3.9	–	54
33M-15	7.0	410						8.5	–	75
33M-16	6.0	335						0.9	–	26
33M-17	5.0	340						1.2	–	30
33M-18	4.0	270						1.1	–	14
34M-2	19.8	820						25	–	–
34M-3	18.8	1064						44	–	–
34M-4	17.8	885						44	–	–
34M-5	16.8	885						38	–	–
34M-6	15.8	640						34	–	–
34M-7	14.8	565						29	–	–
34M-8	13.8	490						26	–	–
34M-9	12.8	465						25	–	–
34M-10	11.8	400						18	–	–
34M-11	10.8	455						23	–	–
34M-12	9.8	450						25	–	–
34M-13	8.8	655						–	–	–
34M-14	7.8	955						–	–	–
34M-15	6.8	841						–	–	–
34M-16	5.8	995						–	–	–
34M-17	4.8	1154						–	–	–
34M-18	3.8	1430						–	–	–
34M-19	2.8	2500						–	–	–
35P-1	9.0	–						–	–	–
37M-1	22.0		7.77	0.07	0.66		3.8	0.5	T	24
37M-1	22.0					0.010				
37M-2	21.0		7.68	0.07	0.85		4.8	1.2	–	36
37M-3	20.0	450	7.59	0.09	1.20		4.6	–	–	–
37M-4	19.0	610	7.10	0.10	0.55		5.9	–	–	–
37M-4	19.0					0.030	8.0	63	22	63
37M-5	18.0	765	7.08	0.06	1.80		9.2	46	14	58
37M-5	18.0					0.11		74	18	86
37M-6	17.0	725	7.05	0.06	0.28		9.5	45	9.0	47
37M-6	17.0					0.12		72	19	79
37M-6	17.0							45	7.0	46
37M-7	16.0	800	7.02	0.06	0.11		8.5	39	17	80
37M-7	16.0					0.13		82	20	87
37M-7	16.0							45	11	62
37M-8	15.0	1185	6.95	0.04	0.028		13.8	40	18	87
37M-8	15.0					0.083		86	19	350
37M-9	14.0	975	6.97	0.04	0.026		12.8	39	17	400
37M-9	14.0					0.075		60	7.8	220
37M-9	14.0							45	10	155
37M-10	13.0	540	6.97	0.11	0.33		12.7	39	7.0	250
37M-10	13.0					0.020		46	3.5	122
37M-10	13.0							45	6.0	117
37M-11	12.0	555	7.09	0.11	0.31		10.0	40	3.1	120
37M-11	12.0					0.099		36	–	56
37M-11	12.0							26	2.0	63
37M-12	11.0		7.23	0.14	0.37		7.2	40	T	61
37M-12	11.0							17	–	37
37M-13	10.0		7.30	0.15	0.72		7.4	24	–	61
37M-13	10.0							13	–	35
37M-14	9.0		7.47	0.09	0.65		5.9	17		39
								10	–	33

Tableau D-2 (suite)

N° du site	Profondeur (m)	C.S. (µS/cm)	pH	E_H (V)	O_2 (mg/L)	S^{2-} (µg/L)	Alc. tit. (meq/L)	Cl (mg/L)	Br (mg/L)	SO_4 (mg/L)
37M-14	9.0					0.010		7.6	–	38
37M-14	9.0							12	–	36
37M-15	8.0		7.21	0.13	0.88		8.1	17	2.2	155
37M-16	7.0		7.17	0.20	0.36		10.0	14	–	175
37M-17	6.0		7.13	0.28	0.74		7.4	12	–	160
37M-18	5.0		7.09	0.35	0.86		9.5	12	–	160
37M-19	4.0		7.10	0.32	0.51		10.2	12	–	280
37P-1	16.7	660					6.8	62	12	64
37P-4	34.4							11	–	75
38M-1	22.8	350						5.2	–	11
38M-2	21.8	380						3.1	–	44
38M-3	20.8	380						2.4	–	35
38M-4	19.8	385						8.0	–	20
38M-5	18.8	385						12	–	31
38M-6	17.8	365						8.9	–	11
38M-7	16.8	380						7.6	–	31
38M-8	15.8	355						3.0	–	33
38M-9	14.8	380								
38M-10	13.8	375						5.9	–	33
38M-11	12.8	400						8.9	–	40
38M-12	11.8	410						14	–	35
38M-13	10.8	460						19	–	45
38M-14	9.8	435						16	–	36
38M-15	8.8	510						22	–	34
38M-16	7.8	545						26	–	47
38M-17	6.8	345						7.7	–	29
38M-18	5.8	720						6.7	–	145
39M-1	21.9	605						36	–	–
39M-2	20.9	565						34	–	–
39M-3	19.9	435						29	–	25
39M-4	18.9	360						24	–	16
39M-5	17.9	370						23	–	25
39M-6	16.9	415						12	–	100
39M-7	15.9	730						24	–	210
39M-8	14.9	1295						26	–	280
39M-9	13.9	795						23	–	240
39M-10	12.9	505						8.4	–	195
39M-11	11.9	580						6.7	–	200
39M-12	10.9	1025						24	–	210
39M-13	9.9	885						19	–	190
39M-14	8.9	805						23	–	195
39M-15	7.9	790						24	–	190
39M-16	6.9	910						20	–	190
39M-17	5.9	895						17	–	190
39M-18	4.9	820						14	–	185
39M-19	3.9	688						5.2	–	110
40M-1	20.8	375						4.2	–	32
40M-2	19.8	330						1.8	–	28
40M-3	18.8	320						1.4	–	23
40M-4	17.8	295						1.2	–	23
40M-5	16.8	270						0.7	–	20
40M-6	15.8	245						–	–	16
40M-7	14.8	245						–	–	14
40M-8	13.8	225						–	–	12
40M-9	12.8	210						1.0	–	36
40M-10	11.8	205						3.5	–	31
40M-11	10.8	200						3.0	–	32

Tableau D-2 (suite)

N° du site	Profondeur (m)	C.S. (µS/cm)	pH	E_H (V)	O_2 (mg/L)	S^{2-} (µg/L)	Alc. tit. (meq/L)	Cl (mg/L)	Br (mg/L)	SO_4 (mg/L)
40M-12	9.8	215						2.8	–	31
40M-13	8.8	215						2.9	–	37
40M-14	7.8	205						2.8	–	34
40M-15	6.8	240						2.7	–	37
40M-16	5.8	315						2.5	–	34
40M-17	4.8	325						2.6	–	37
40M-18	3.8	325						2.7	–	20
44W	10.3							1.5	–	29
44W	10.3							1.7	–	27
45P-1	18.3	145					1.6	0.6	–	23
45P-2	12.2	100					0.7	4.7	–	12
45P-3	6.1	70					0.7	5.0	–	–
47M-1	19.6	820						44	2.4	110
47M-2	18.6	625						44	–	74
47M-3	17.6	855						45	–	100
47M-4	16.6	780						44	3.5	46
47M-5	15.6	665						37	4.0	42
47M-6	14.6	590						34	–	31
47M-7	13.6	590						29	–	74
47M-8	12.6	450						9.7	–	77
47M-9	11.6	250						1.8	–	22
47M-10	10.6	250						1.2	–	21
47M-11	9.6	160						0.9	–	17
47M-12	8.6	180						0.8	–	20
47M-13	7.6	190						1.1	–	22
47M-14	6.6	165						0.8	–	16
47M-15	5.6	145						0.6	–	12
47M-16	4.6	135						0.6	–	10
47M-17	3.6	155						0.9	–	14
47M-18	2.6	135						0.6	–	10
48P-1	19.8	260					3.6	1.5	–	28
48P-2	15.2	200					2.8	3.2	–	11
48P-3	6.0	125					1.7	1.4	–	–
52M-8	16.0							39	2.8	134
52M-9	15.0							36	3.7	135
52M-10	14.0							33	–	127
53M-5	16.3							42	3.0	100
53M-6	15.3							41	4.6	107
53M-7	14.3							39	2.3	118
54M-1	23.0	562						36	–	55
54M-2	22.0	462						24	–	49
54M-3	21.0	429						18	–	45
54M-4	20.0	1184						37	–	
54M-5	19.0	1122						49	–	49
54M-6	18.0	1199						54	–	26
54M-7	17.0	1150						31	–	48
54M-8	16.0	1418						35	–	73
54M-9	15.0	1205						31	–	63
54M-10	14.0	1095						28	–	58
54M-11	13.0	648						20	–	33
54M-12	12.0	393						15	–	15
54M-13	11.0	549						13	–	27
54M-14	10.0	536						17	–	29
54M-15	9.0	518						17	3.0	42
54M-16	8.0	454						2.8	–	40

Tableau D-2 (suite)

N° du site	Profondeur (m)	C.S. (µS/cm)	pH	E_H (V)	O_2 (mg/L)	S^{2-} (µg/L)	Alc. tit. (meq/L)	Cl (mg/L)	Br (mg/L)	SO_4 (mg/L)
54M-17	7.0	439						0.6	–	16
54M-18	6.0	330						0.7	–	14
54M-19	5.0	297						0.5	–	11
60P-1	5.6						2.1	1.4		10
67M-1	27.0	280								
67M-3	25.0	300						0.6	–	30
67M-3	25.0		7.73	0.06	0.06		3.7	1.6	–	35
67M-4	24.0	220						0.6	–	36
67M-5	23.0	230						0.5	–	28
67M-6	22.0	225						0.7	–	27
67M-6	22.0					0.005		1.3	–	38
67M-7	21.0	300						3.0	–	40
67M-7	21.0					0.005		1.3	–	38
67M-8	20.0	350						2.6	–	36
67M-8	20.0							45	16	149
67M-9	19.0	530						14	–	21
67M-9	19.0					1.1		9.3	–	41
67M-9	19.0		5.78	0.05	0.055		7.5	21	T	50
67M-10	18.0	640						36	–	58
67M-10	18.0					0.020		45	2.0	78
67M-11	17.0	685						42	2.0	110
67M-11	17.0					0.040		45	2.0	164
67M-12	16.0	860						50	–	80
67M-12	16.0					0.005		45	2.0	177
67M-14	14.0	805						70	–	50
67M-14	14.0					T		45	–	–
67M-15	13.0	930								
67M-15	13.0					0.010		45	–	16
67M-17	11.0	635								
67M-18	10.0	685						32	–	160
67M-19	9.0	495						5.0	15	30
67M-19	9.0		7.54	0.14	1.0		7.0	15	–	205
67M-20	8.0	405								
67M-21	7.0	485						2.0	100	30
67M-22	6.0	425						1.8	80	25
67M-23	5.0	230						0.5	20	20
67M-24	4.0	220						3.0	12	15
68M-1	23.7		7.65	0.08	0.105		3.2	17	–	49
68M-7	17.7		7.84	0.05	0.12		3.2	3.7	–	34
68M-12	12.7							<1	–	20
68M-23	1.7		6.90	0.25	0.21		2.6	1.5	–	37
73M-5	3.7	468						2.7	–	60
73M-6	2.7	445						0.8	–	54
74M-1	6.4	735						48	–	83
74M-2	5.4	1116						57	–	187
74M-3	4.4	1238						26	–	101
74M-4	3.4	1337						23	–	137
74M-5	2.4	735						4.0	–	24
74M-6	1.4	647						3.0	–	–
75M-1	6.0	924						52	–	134
75M-2	5.0	733						3.5	–	62
75M-3	4.0	668						1.0	6.9	41
75M-4	3.0	535						1.4	–	50
75M-5	2.0	622						1.6	–	61
75M-6	1.0	336						–	–	10

Tableau D-2 (suite)

N° du site	Profondeur (m)	C.S. (µS/cm)	pH	E_H (V)	O_2 (mg/L)	S^{2-} (µg/L)	Alc. tit. (meq/L)	Cl (mg/L)	Br (mg/L)	SO_4 (mg/L)
76M-2	5.0	1016						27	–	133
76M-3	4.0	515						1.1	–	59
76M-5	2.0	495						1.2	–	49
83M-1	22.2							40	–	65
83M-3	20.2							>40	–	283
83M-5	18.2							>40	–	269
83M-7	16.2							37	–	86
83M-9	14.2							4.5	–	37
83M-11	12.2							7.4	–	37
84M-0	26.5							–	–	27
84M-2	24.5							–	–	24
84M-4	22.5							–	–	23
84M-5	21.5							–	–	24
84M-5	21.5							2.8	–	25
84M-6	20.5							–	–	31
84M-7	19.5							1.3	–	41
84M-19	7.5							2.8	–	25
85M-0	18.3							>40	–	28
85M-1	17.3							>40	–	40
85M-1	17.3							>40	–	39
85M-2	16.3							>40	–	49
85M-4	14.3							6.4	–	53
85M-6	12.3							1.6	–	24
85M-15	3.3							1.0	–	–
GTCM1-1	25.7							62	–	147
GTCM1-2	24.7							62	–	145
GTCM1-4	23.7							48	–	77
GTCM1-5	22.7							63	–	117
GTCM1-6	21.7							63	–	159
GTCM1-7	20.7							63	–	224
GTCM1-8	19.7							63	–	225
GTCM1-9	18.7							62	–	89
GTCM1-10	17.7							63	–	61
GTCM1-12	16.7							61	–	255
GTCM1-13	15.7							63	–	173
GTCM1-14	14.7							62	–	144
GTCM1-15	13.7							63	–	184
GTCM1-16	12.7							63	–	194
GTCM1-17	11.7							63	–	133
GTCM1-18	10.7							63	–	192
GTCM1-19	9.7							63	–	161
GTCM1-20	8.7							64	–	101
GTCM1-21	7.7							63	–	109
GTCM1-22	6.7							63	–	86
GTCM1-23	5.7							11	–	34
GTCM1-24	4.7							7.0	–	30
GTCM1-25	3.7							7.0	–	22

Annexe E
Données de chimie organique

Tableau E-1. Abréviations des données chimiques organiques

Composé	Abréviation
Dichlorométhane	CH2CL2
Acétone	ACET
1,1-Dichloroéthène	11DCEE
1,1-Dichloroéthane	11DCEA
Tétrahydrofurane	THF
Trans- 1,2-dichloroéthène	T12DE
Chloroforme	CHCL3
Diéthyl éther	DEE
1,2-Dichloroéthane	12DCEA
1,1,1-Trichloroéthane	111TCEA
1,4-Dioxane	14DNE
Tétrachlorure de carbone	CCL4
Trichloroéthène	TCEY
Benzène et trois autres composés	BENZ
Bromoforme	CHBR3
Tétrachloroéthène	TECE
Toluène	MEBEN
Chlorobenzène	CLBEN
Éthylbenzène	ETBEN

Remarque :

A – Présence de méthanol
B – Détection de bromoforme douteuse
T – Traces de contaminant

11DCEA THF
CHCL3 DEE
111TCEA 14DNE

Les paires de composés soulignés sont des co-produits d'élution. Les valeurs de concentration sont données pour le composé dont la présence est *la plus probable*.

BENZ – Le benzène est un élué en même temps que trois autres composés.

11DCEE
T12DE

L'identité de ces composés n'est pas confirmée.

Tableau E-2. Confirmation par CG/SM (concentrations en µg/L), décembre 1982

N° du site	CH2CL2	11DCEE	11DCEA	THF	T12DE	CHCL3	DEE	12DCEA	111TCEA	14DNE	CCL4	TCEY	BENZ	CHBR3	TECE	MEBEN	ETBEN
16M-16	620	20				12 900		480	1900			1600	580	90	4500	1000	16
17M-16						3 900		240	6		250	250					
19M-16					150	470		110				750	230				
21M-3										120							
34M-4				2000			9700										
37M-9	6050	30	3500			32 000		2700	3500			20	17 000				
37M-19	37					8 500			75		3650	1030		2500	350		
38M-6							1500	25	26								
47M-1																	
54M-6				200			700									5	

Tableau E-3. Analyses des composés organiques volatiles (µg/L), septembre-décembre 1982

N° du site	CH2CL2	ACET	11DCEE	11DCEA	THF	T12DE	CHCL3	DEE	12DCEA	111TCEA	14DNE	CCL4	TCEY	BEN2	CHBR3	TECE	MEBEN	CLBEN	ETBEN	Notes
1P-1					22															
1P-3					195															
12M-14																				
14M-1																				
14M-2						3.4					53									
14M-3						3.3					50									
14M-4						24					200									
14M-5						6.4					100									
14M-6						24					165									
14M-7											2.0									
14M-8						8.5					37									
14M-9						9.5					120									
14M-10						3.3					0.6									
14M-11																				
14M-12																				
14M-13																				
14M-14																				
14M-15																				
14M-16																				
14M-17																				
14M-18																				
16M-1							2.0								21					
16M-2							1.0						T		37					
16M-3					T		T						T		19					
16M-4													T		31					
16M-5							T						1.1		65					
16M-6							1.2						1.0		40					
16M-7					T		29						T		4.0					
16M-8					T								T		27					
16M-9					35		100		T	T			5.0	2.1	74					
16M-10					37		80		T	3.2			7.4	3.6	56					
16M-11	4.6	10	52		124		330		45	550		31	170	53	41					
16M-12	66	120	18		555	1.5	1 450		210	975		13	164	150	6.0		T	T		
16M-13	7.0	1 510	8.0		1242	3.5	3 125		70	63			11	40						
16M-14	36	320	2.0		87		620		14	700		120	108	33	11	49	66	25	2.5	B
16M-15	200	1 950	160		264	5.0	3 850		140	1660		380	580	200	260	380	265	315	11	B
16M-16	33	330	T		6.0		640		13	140		70	100	38	190	58	48	15	0.8	B
17M-1							2.4						0.6							
17M-2																				
17M-3						T	3.6						0.9							
17M-4							3.0			0.5			0.7							
17M-5							1.9			1.1			0.5							
17M-6							2.6			1.9			0.4							
17M-7							3.0			0.9										
17M-8							2.6			2.3			0.6							
17M-9							4.0			3.6			1.0	0.5						
17M-10				1.6		1.0	1.8			18			T							
17M-11			6.0	250		2.1	3 610			35			2.3							
17M-12			4.7	160		2.1	8.7			48				T						
17M-13				24			63		2.2	5.9										
17M-14	71			2.7		2.7	2 360		225	14			4.8	325						
17M-15	150			12		1.4	3 270		245	31			150	275	16					
17M-16	160			2.0		T	2 990		237	28		410	175	290	20					
17M-17							190		8.0	T		T	T							
17M-18				34			2 770		130	10		47	6.0							
18M-5																				
18M-9					13															
18M-12					T			1.8			T		T							
18M-16					29			5.0	5.6		6.1	T	6.9	73						
18M-19					T			1.7												
19M-7												T	8.7	T						
19M-16						207	455		110			160	587	249			6.2	14	4.2	
19M-17						276	109		12	T		267	219	69			10	17	3.2	

Tableau E-3 (suite)

N° du site	CH2CL2	ACET	11DCEE	11DCEA	THF	T12DE	CHCL3	DEE	12DCEA	111TCEA	14DNE	CCL4	TCEY	BENZ	CHBR3	TECE	MEBEN	CLBEN	ETBEN	Notes
20M-1							7.8					4.8	5.8	1.3						
20M-2							25		0.6	T		15	18	7.2		1.2		0.5	1.0	
20M-11					38	T	180			T		5.7	7.0	5.0				T	0.6	
20M-12					88	22	2 080		8.0	14		3.3	4.1	4.3		0.4			T	
20M-13		1 170			83	27	1 630		152	219		16	40	17	2.3		6.0	T	T	
20M-14				1.4	T	213	110		21	15		58	71	425	15		6.5	6.8	7.8	
20M-15			T		T	87	74		4.8	37		270	414	200	48	0.8	6.5	22	38	
20M-16						T	24		1.7	8.6		60	73	45	8.0	7.6	40	3.8	0.8	
20M-17						T	5.0			0.6		T	5.0	6.5			T		T	
21M-1					T	2.5					67									
21M-2			5.2		96	18					220									
21M-3			2.9		12	82					805									
21M-4			9.0		690	3.9					280									
21M-5			13		845	8.1					423									
21M-6			7.6		30	6.6					460									
21M-7											9.9									
21M-8			4.0			3.3					42									
21M-9			9.0			T					42									
21M-10											T									
21M-11																				
21M-12																				
21M-13																				
21M-14																				
21M-15																				
21M-16																				
21M-17																				
21M-18																				
23M-4																				
23M-8																				
23M-16			24	21			T		T	331										
33M-4			33		321	14		394			43									
33M-7			62		1023	11		822			57									
33M-15			2.0		61			66			12									
34M-2			4.9		380	23		460			26									
34M-3			29		2080	39		870			104									
34M-4			12		2460	22		10 530			59									
35M-5			16		2230	21		145			71									
34M-6			16		77	27					100									
34M-7			3.1		4.3	15		1.4			53									
34M-8					2.7	5.3		3.7			0.7									
34M-9						4.6		2.0			3.1									
34M-10								1.3												
34M-11						5.5		1.4			6.4									
34M-12						2.5		2.0												
34M-13					T	T		T												
34M-14					2.0			2.0												
34M-15					2.0			1.0												
34M-16					2.0			0.7												
34M-17																				
37M-1				2			59		T	4.3		28	24	71	8.4	T	1.6			
37M-2	T			3.9			83		2.3	5.0		30	30	94	9.7	2.6	2.0			
37M-3	6.7		T	9.1		2.2	220		9.0	7.0		31	31	115	8.2	2.5	1.9			
37M-4	5.0		T	31		2.2	665		20	8.8		31	34	128		T	2.3	T		
37M-5	T	490	2.9	375		8.3	3 430		150	36		22	24	1 140	15	T	3.5	T		
37M-6	370		7.5	1.0		12	3 491		220	75		33	26	1 540			6.0			
37M-7	620	2 030	7.3	730		14	7 940		450	55		31	27	2 950	127	2.0	13	6.0		
37M-8	10 400	9 370	23	1310			53 200		2000	185		48	32	10 300	740	21	13	T		A
37M-9	4 070	13 700	99	1980		29	33 900		1830	340		42	35	14 700	310	12	7.5			A
37M-10	180	890	7.6	190			1 875		105	115			13	766			T	6.0		A
37M-11	1 145	1 210	140	1100		14	10 040		620	1190		45	250	4 120	140	6.4	8.3	T		
37M-12	32	905	33	1230		12	2 240		490	88		19	83	2 890	63	2.6	16	T		
37M-13	232	630	5.0	1195		9.3	3 270		380	940		35	460	2 860	75	4.1	7.4	1.5		
37M-14	15	400	74	1020		6.2	1 570		175	615		328	202	3 197		3.6	14	0.8		
37M-15	10	1 120		33		3.2	135		24	10		6.7	134	646		1.0				

Tableau E-3 (suite)

N° du site	CH2CL2	ACET	11DCEE	11DCEA	THF	T12DE	CHCL3	DEE	12DCEA	111TCEA	14DNE	CCL4	TCEV	BENZ	CHBR3	TECE	MEBEN	CLBEN	ETBEN	Notes
37M-16	69	1 250	45	30		3.8	4 540		140	68		95	740	164	1500	175	44	8.9	26	B
37M-17	60	760	4.9	26		3.3	4 750		108	77		600	825	90	2585	91	36	6.7		B
37M-18	43	500	6.6	24		3.0	4 150		73	79		920	760	63	2840	208	38	4.9		B
37M-19	35	520	5.0	65		3.5	3 325		110	55		1075	610	45	2475	140	18	2.1		B
38M-1					65			1 880		2.0			2.0							
38M-2			T		5.4		125	24					1.7							
38M-3					8.4		155	45	4.6				4.3							
38M-4					46			915	30	4.2			3.1							
38M-5					60			1 790	39	6.0			3.2							
38M-6					12		510	5.7	1.6				2.4							
38M-7					36			1 040	8.4	4.5			2.2							
38M-8					12		510	5.7	1.6				2.4							
38M-9					19		690	9.1	2.2				2.4							
38M-10					45			685	8.1	2.5			2.6	3.9						
38M-11					34	T		470	14	4.4			9.1	45						
38M-12					49	T		880	15	10			56	160						
38M-13			17		1190	8.1		940	16	47			69	220						
38M-14			3.5		270	3.4		1 380	24	16			18	63						
38M-15			5.4		433	5.7		1 530	22	17			13	46						
38M-16			7.0		622	6.9		1 240	16	23			7.9	22						
38M-17			4.2		446	5.6		1 180	18	22			8.0	22						
38M-18					65			440	14	3.7			4.6	13						
39M-1						2.1					2.5									
39M-2						5.9					47									
39M-3						9.8					7.8									
39M-5						0.7														
39M-6																				
39M-7																				
39M-8																				
39M-9																				
39M-10																				
39M-11											T									
39M-12								2.2												
39M-13								2.9												
39M-14								2.9												
39M-15								2.5			T									
39M-16																				
39M-17								5.1												
39M-18								5.4												
39M-19								T												
40M-8																				
40M-13																				
40M-18																				
47M-1																				
47M-2						5.8														
47M-3																	79			
47M-4						38											53			
47M-5						15					9.0									
47M-6						3.8														
47M-7																				
47M-8						8.5											19			
47M-9																				
47M-10																				
47M-11																				
47M-12																				
47M-13																	21			
47M-14																				
47M-15																				
47M-16																				
47M-17																				
47M-18																	40			
52M-4			3.1		119	5.2		208			6.6									
52M-14			T		54			275			1.6									
52M-17			2.2		98	T		333			8.2									

Tableau E-3 (suite)

Nº du site	CH2CL2	ACET	11DCEE	11DCEA	THF	T12DE	CHCL3	DEE	12DCEA	111TCEA	14DNE	CCL4	TCEY	BENZ	CHBR3	TECE	MEBEN	CLBEN	ETBEN	Notes
54M-1					6.8	T		T			3.0						40			
54M-2					14			19			6.4									
54M-3					T			5.9			5.0									
54M-4					4.0	5.2		5.4			23									
54M-5			8.4		37	6.6		665			22									
54M-6			12		260	3.2		655			13						37			
54M-7			12		280	5.2		635			26									
54M-8			16		470	4.0		1 110			23									
54M-9			11		550	4.5		1 370			25									
54M-10			2.7		310	T		1 055			7.5									
54M-11					80			525												
54M-12			T		42			270									135			
54M-13					T			290			T									
54M-14			2.1					210			4.4									
54M-15			T		57			85			3.0									
54M-16			T		50			240			T									
54M-17					2.5			155			T									
54M-18			T		6.5			310			4.0						82			
54M-19								T												
56M-4			T	150		52	848		93	56		52	41	253			126			
56M-7			T	98		T	212		21	52			29	119			7.9			
68M-1																				
68M-3																				
68M-5					7.6															
68M-13					11															
68M-18					49															
68M-21					23															

Tableau E-4. Analyses des composés organiques volatiles (µg/L), mai-novembre 1983

Nº du site	CH2CL2	ACET	11DCEE	11DCEA	THF	T12DE	CHCL3	DEE	12DCEA	111TCEA	14DNE	CCL4	TCEY	BENZ	CHBR3	TECE	MEBEN	CLBEN	ETBEN	Notes
14P-1																				
14P-3																				
32P-1																				
32P-2																				
32P-3																				
32P-4						12														
32P-5						68														
32P-6																				
32P-7							T			T										
35P-1				T			95		22	52										
37P-1	46	890	3.5	325		T	4 450		325	13		1.0		1 220	1100		T			
45P-1																	16			
45P-2																				
45P-3																	16			
48P-1																				
48P-2																				
48P-3																				
60P-1																				
36W	20		12	250			1 000		150	700		17	130	60	20			T		
44W																				
5M-1																				
5M-2																	4.0			
5M-3																	4.0			
5M-5																	3.0			
5M-6																	2.1			
5M-7																	1.0			
5M-8																	1.2			
5M-12																	1.5			
5M-14																	10			
5M-16																	T			
5M-17																	0.8			
5M-18																	T			
5M-19																	T			
12M-8																	T			
12M-10																	T			
12M-12																	T			
12M-13																				
12M-14																				
12M-15																				
16M-1																				
16M-2													T		35	T				
16M-3													6.0		31					
16M-4													T		18					
16M-5													T		43	T				
16M-6													T		35					
16M-7							22						T		30					
16M-8					T		51					12								
16M-9					37		71		T	T		14		T	11					
16M-10					34		52		3.0	T		60	9.0	T	12					
16M-11	T	10	11		174		410		170	700		35	180	48	12					
16M-12	9.5	120	9.0		211		490		130	740		20	140	79	16					
16M-13	T	1 510	5.4		925		1 540		82	74			13	44						
16M-14	68	320	22		211	T	980		63	1650		290	230	45	7.0	300	68	37	7.5	
16M-15	48	1 950	26		158	T	950		49	2195		110	160	58	35	140	15	18	1.6	
16M-16	56	330	34		167	T	1 160		56	2215		120	210	80	13	110	29	27	4.0	
21M-3			3.5		16	11					400									

Tableau E-4 (suite)

Nº du site	CH2CL2	ACET	11DCEE	11DCEA	THF	T12DE	CHCL3	DEE	12DCEA	111TCEA	14DNE	CCL4	TCEY	BENZ	CHBR3	TECE	MEBEN	CLBEN	ETBEN	Notes
37M-1	6.4						90		2.0	9.5			24	135		T	0.8			
37M-2	T			4.0			36		T	3.0			11	56		0.9	T			
37M-3				6.5			75		T	4.4		22	11	55						
37M-4	T	T		140			570		46	10		14		80						
37M-5																				
37M-6	7.0	1 300	10	400		13	2 900		290	36		66	7.0	3 770	1890		2.0	5.0		
37M-7	830	2 100	16	680			2 200		550	47		104	3.0	6 200	2500		4.0			
37M-8	9200	10 000	48	2350			41 700		1950	150		220	27	12 500	4870	2200	T			A
37M-9	4650	9 900	140	3090		T	38 500		2080	660		110	38	18 000	8400	1800				A
37M-10	2260	3 100	95	2300			22 600		1250	1860		84	295	12 100	3470	12	6.6	0.5		
37M-11	730	1 000	70	1540			9 000		620	3400		55	580	4 890	1100		8.0	T		
37M-12	370	530	65	2080			3 300		380	890		23	160	3 900	1190	4.0	160	T		
37M-13	100	450	68	2100		16	1 400		410	2500		60	2480	3 430	970	T	12	4.6		
37M-14	10	290	50	1370			740		200	1000		27	485	3 100		T	8.3			
37M-15	5.1	1 800	2.9	120		16	560		120	40		T	22	620		T	2.0			
37M-16	19	73	3.8	16		T	3 000		150	110			550	48	720	145	20		T	
37M-18	33	140	29	29			3 260		100	130			540	30	950	110	1.5	T		
37M-19	9.0	1 816	T	17			2 940		85	140		T	450	12	45	105	T			
52M-8			1.8		90			625		3.5							0.8			
52M-9			2.3		73			660												
52M-10					35			615												
53M-5			11		260			660		9.0										
53M-6			5.7		195			590		6.5										
53M-7			17		180			1030		7.5										
54M-5			13		200			620		12										
54M-6			9.0		175	T		695		16										
54M-7			22		185			495												
54M-8			6.3		160	T		500		8.0										
54M-9			4.3		165	3.7		970		8.0										
54M-10			4.5		198	T		951		8.0										
67M-1				4.0			16		5.0	8.0			74	53			11			
67M-3		25		21			42		19	11			74	200			12	T		
67M-4		25		16			44		15	11			79	145			13			
67M-5		20		21			49		15	5.0			48	160			7.5			
67M-6		120		120			181		39	15			86	340		T	13	T		
67M-8	13	600		100			475		60	35		T	93	98			19	5.3		
67M-9		2 750	19	460			832		140	410		11	1820	1 650			260	T		
67M-10	18	2 240	7.5	345			1 167		165	200		45	620	560	T	T	90	15		
67M-12	170	3 600	5.5	250			2 113		230	230		13	300	405	T	T	18	7.5		
67M-14	22	880	4.0	125			695		110	110		20	285	335		T	6.5	6.5		
67M-15	T	25	4.0	37			300		80	85		38	250	195		T	1.6	7.0		
67M-17	2.0	190	1.0	45			290		48	56		25	126	140		T	4.8	2.8		
67M-18	3.5	540	T	60			400		55	70		36	140	130			4.0	2.0		
67M-19	8.0	550	1.6	48			322		52	60		9.0	120	160			4.7	2.5		
67M-20		15		12			38		27	39		75	84	44			1.7	2.0		
67M-22				5.7			37		11	51		17	6.9	6.1			T			
67M-23				1.2			28		8.5	20		19	13	4.9			T			
67M-24				5.0			199		23	25		21	56	19			T	T		
68M-1																				
68M-2																				
68M-3																				
68M-4																				
68M-5					33															
68M-6					7.7															
68M-7																				
68M-9																				
68M-10																				
68M-11					1.0															
68M-12					140															
68M-17																				

Tableau E-4 (suite)

N° du site	CH2CL2	ACET	11DCEE	11DCEA	THF	T12DE	CHCL3	DEE	12DCEA	111TCEA	14DNE	CCL4	TCEY	BENZ	CHBR3	TECE	MEBEN	CLBEN	ETBEN	Notes
68M-18																				
68M-19					17															
68M-20					23															
68M-21					T															
68M-22																				
68M-23																				
83M-1											T									
83M-3						2.6					12									
83M-5						1.2					7.6									
83M-7						T					1.5									
83M-9											8.0									
83M-11											T									
84M-0																				
84M-2																				
84M-4																				
84M-5																				
84M-6																				
84M-7																				
84M-19																				
85M-0																				
85M-1																				
85M-1																				
85M-2																				
85M-4																				
85M-6																				
85M-15																				